

Diversität von Nachtfaltergemeinschaften entlang  
eines Höhengradienten in Südecuador  
(Lepidoptera: Pyraloidea, Arctiidae)

Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades an der Fakultät  
Biologie/Chemie/Geowissenschaften der Universität Bayreuth

vorgelegt von  
Dirk Süßenbach  
aus Bayreuth

Bayreuth, Januar 2003

Die vorliegende Arbeit wurde am Lehrstuhl Tierökologie I der Universität Bayreuth in der Arbeitsgruppe von Prof. Dr. Konrad Fiedler erstellt und von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert (Projekt Fi 547/5-1, 5-3, FOR 402/1-1 Tp 15).

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Biologie/Chemie/Geowissenschaften der Universität Bayreuth genehmigten Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.).

Tag der Einreichung: 08.01.2003

Tag des wissenschaftlichen Kolloquiums: 09.04.2003

1. Gutachter: Prof. Dr. K. Fiedler

2. Gutachter: PD Dr. B. Stadler

Prüfungsausschuss: Prof. Dr. G. Rambold (Vorsitzender)

Prof. Dr. K. Dettner

Prof. Dr. Chr. Engels

# INHALTSVERZEICHNIS

1. Einleitung .....	1
2. Untersuchungsgebiet .....	13
3. Methodik.....	20
3.1 Lichtfang.....	20
3.2 Probennahme, Präparation und Determination.....	23
3.3 Messung des Kronenschlusses .....	25
3.4 Statistische Auswertungen.....	25
3.4.1 Alpha-Diversität und Zusammensetzung der Gemeinschaften .....	27
3.4.2 Beta-Diversität und Ordination der Stichproben.....	33
3.4.3 Weitere multivariate Verfahren.....	36
4. Ergebnisse.....	39
4.1 Artenreichtum und Gemeinschaftsstruktur der Pyraloidea und Arctiidae.....	39
4.2 Alpha-Diversität im Höhengradienten .....	52
4.3 Beta-Diversität im Höhengradienten .....	57
4.4 Saisonalität .....	62
4.5 Gamma-Diversität und Erfassungsgrad.....	68
4.6 Abiotische und biotische Parameter des Untersuchungsgebietes.....	71
4.6.1 Temperatur .....	71
4.6.2 Kronenschluss.....	73
4.6.3 Baumdiversität.....	74
4.6.4 Diversität von Windern und Lianen .....	75
4.6.5 Waldstruktur .....	77
4.7 Einfluss abiotischer und biotischer Parameter auf die Alpha- und Beta-Diversität im Höhengradienten .....	78
4.7.1 Einfluss auf die Alpha-Diversität .....	78
4.7.2 Einfluss auf die Beta-Diversität.....	80
4.8 Nischenbreite der häufigsten Arten im Höhengradienten .....	83
4.9 Futterpflanzenbeziehungen der Raupen .....	87
4.9.1 Pyraloidea .....	87
4.9.2 Arctiidae .....	91

5. Diskussion .....	93
5.1 Pyraloidea und Arctiidae als Modellorganismen der Biodiversitätsforschung...	93
5.2 Gamma-Diversität und Erfassungsgüte.....	94
5.3 Alpha-Diversität im Höhengradienten .....	98
5.4 Beta-Diversität im Höhengradienten.....	102
5.5 Wodurch werden die Diversitätsmuster beeinflusst? .....	106
5.6 Nischenbreite.....	111
5.7 Saisonalität .....	113
5.8 Fazit und Ausblick .....	117
6. Zusammenfassung.....	120
7. Summary .....	125
8. Resumen.....	129
9. Literatur.....	134
10. Anhang .....	156
Danksagung.....	207
Erklärung.....	209

## 1. EINLEITUNG

Bis weit in die zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts hinein bestand unter Biologen weitgehende Einstimmigkeit, dass auf der Erde ca. 1–2 Mio. Organismenarten leben. Dies änderte sich schlagartig, als begonnen wurde Waldökosysteme der Tropen näher zu untersuchen. Aus heutiger Sicht fast unglaublich groß waren dann die ersten Schätzungen an Arthropodenarten für den zu erwartenden Artenreichtum in tropischen Regenwäldern, die sich aus quantitativen Erhebungen ableiten ließen. Beispielsweise lagen die Schätzungen der in tropischen Baumkronen lebenden Arten – basierend auf stichprobenartigen Untersuchungen – zwischen 10 und 80 Mio. (Erwin 1982, Stork 1988). Diese Zahlen wurden in den darauffolgenden Jahren viel diskutiert und auch wieder deutlich nach unten korrigiert (Übersicht in Ødegaard 2000). Einer der Hauptkritikpunkte an diesen Werten ist die nachweislich deutlich geringere Ausprägung der Wirtspflanzenspezifität herbivorer Organismen in tropischen Regenwäldern, als dies noch 20 Jahre zuvor durchgängig angenommen wurde (Novotný *et al.* 2002). Ødegaard *et al.* (2000) zeigte am Beispiel pflanzenfressender Käfer, dass die Futterpflanzenspezifität im Sinn einer strengen Monographie nur bei sieben bis zehn Prozent lag. Nach zusätzlicher Neubewertung von Umrechnungsfaktoren, wie beispielsweise des Anteils den die kronenraumbewohnenden Arten an der Gesamtzahl der Arthropodenarten einnehmen, kommen auch die modernen Schätzungen immer noch auf fünf bis zehn Mio. Arten. Demnach sind bis heute nur etwa 20 % der vermutlich auf der Erde existenten Organismenarten wissenschaftlich beschrieben. Aus der Bearbeitung dieser immensen Vielfalt an Arten ist in den letzten Jahrzehnten eine neue Forschungsrichtung innerhalb der Biologie entstanden, die Biodiversitätsforschung (Wilson 1997). Sie beschäftigt sich mit der geographischen Analyse von Diversitätsmustern und den die Diversität erzeugenden evolutiven und ökologischen Mechanismen und Prozessen (beispielsweise Connell 1978, Huston 1979, Linsenmair 1995, Linsenmair 2000), sowie auch mit der Frage nach dem Zusammenhang zwischen Artenschwund und Ökosystemprozessen (Cameron 2002).

Der weltweite rasante Artenschwund durch anthropogene Überformung und Zerstörung naturnaher Lebensräume macht sich in allen terrestrischen und aquatischen Habitaten bemerkbar (z. B. Lugo 1992). Auch wenn das Massenaussterben von Arten in der Erdgeschichte kein einzigartiges Ereignis ist (Raup 1992), ist es doch neu, dass es vom

Menschen verursacht wird und sich inzwischen in einer atemberaubenden Geschwindigkeit vollzieht. Die hohe biologische Diversität tropischer Wälder lässt vermuten, dass über 50 % der heutigen Organismenarten auf nur ca. sieben Prozent der Landfläche leben (Myers 1992). Von dieser Gesamtfläche tropischer Wälder stellen die tropischen Bergregenwälder wiederum nur einen sehr kleinen Teil. Dennoch werden besonders die nördlichen Anden, trotz ihrer geringen Größe, als eine der diversesten Regionen der Tropen angesehen (Henderson *et al.* 1991). Myers *et al.* (2000) zeigte für Vögel, Amphibien, Reptilien und Säuger, dass die Osthänge der Anden hinsichtlich ihres Reichtums an Tier- und Pflanzenarten und ihrer Ausprägung von endemischen Formen (1.567 endemische Vertebraten und ca. 20.000 endemische Pflanzenarten) als einen der heißesten „hotspots of biodiversity“ angesehen werden müssen. Allerdings schreitet der Verlust des Bergregenwaldes noch schneller voran als der Schwund tropischer Tieflandregenwälder. Doumenge *et al.* (1995) kalkulierten die jährliche Waldverlustrate für den Bergwald auf 1,1 % und die von Tieflandwäldern auf 0,8 % (siehe auch Purvis & Hector 2000). Hamilton *et al.* (1995) kamen zu dem Ergebnis, dass die Bergregenwälder der nördlichen Anden bereits auf ein Zehntel ihrer ursprünglichen Ausdehnung zurückgedrängt wurden. Die größte Bedrohung stellt dabei der Mensch dar. Wachsende Bevölkerungszahlen führen zu immer größerem anthropogenen Druck auf die restlichen Wälder. Angefangen mit selektivem Holzeinschlag bis zu vollständiger Rohdung oder einfachem Abbrennen, um landwirtschaftlich nutzbare Fläche zu gewinnen, reicht die Form menschlicher Waldzerstörung bis hin zu Bergbau (siehe auch Sierra 1999 für den Verlust an natürlicher Vegetation in Ecuador). Selbst im gesetzlich geschützten Gebiet des Podocarpus-Nationalparks in Südecuador, in dem diese Untersuchung stattfand, gab es neben illegaler landwirtschaftlicher Nutzung sogar Goldsucher (eigene Beobachtungen).

Wenn man den stark bedrohten Bergregenwald, der hinsichtlich seiner Biodiversität den Tieflandregenwald übertreffen soll (Mares 1992), auf lange Sicht schützen will, dann darf man nicht nur den Wald mit allen seinen tierischen, pflanzlichen und pilzlichen Bewohnern inventarisieren, sondern es muss versucht werden, das Ökosystem in seiner Funktion besser zu verstehen. Dafür bietet Ecuador, als eines der Länder, die zu den „megadiversen“ der Erde gezählt werden (Mittermeier *et al.* 1997), sehr gute Möglichkeiten. Das Untersuchungsgebiet grenzt an den Podocarpus-Nationalpark im Süden, dem letzten großen zusammenhängenden andinen Bergwaldgebiet mittlerer Höhenstufe (Madsen & Øllgaard 1994), und stellt auch einen Phytodiversitätshotspot nach

Barthlott *et al.* (1996) dar. In den tropischen Bergregionen Südamerikas können alle Lebenszonen, die zwischen den Polen vorkommen, auf kurzer Distanz entlang des Höhengradienten von den gletscherbedeckten Bergspitzen der Anden bis in den amazonischen Tieflandregenwald gefunden werden. Der Vorteil liegt darin, dass sich dieser Transekt, im Gegensatz zu einem latitudinalen Gradienten, in einer einzigen biogeographischen Region befindet und die Standorte somit viel leichter vergleichbar sind, weil hier – regional betrachtet – Flora und Fauna weitgehend dieselbe geologische und klimatologische Entwicklungsgeschichte erlebt haben (Barthlott *et al.* 1996, Körner 2000). Humboldt & Bonpland (1807) waren die ersten, die Veränderungen der Vegetation entlang eines Höhengradienten in den Anden untersuchten. In den letzten Jahren wurden entlang solcher Höhentransekte Veränderungen der Diversität von Pflanzen (Gentry 1988) und einer Vielzahl neotropischer Tiergruppen untersucht, so beispielsweise von Vögeln (Terborgh 1977, Rahbeck 1997), Nagern (Sánchez-Cordero 2001), Fledermäusen (Matt 2001), aber seltener von Insekten (Janzen *et al.* 1976, Olson 1994, Braun 2002 für verschiedene Gruppen). Trotz des wachsenden Interesses ist dieser Lebensraum immer noch wenig verstanden, und es besteht ein Mangel an Basisinformationen darüber, welche Arten aller möglichen Organismengruppen überhaupt vorkommen (Henderson *et al.* 1991). Beispielsweise stammt in einem Überblick über den Kenntnisstand zur Diversität von Kronenraumarthropoden von Basset (2001) keine von 89 Arbeiten aus den Anden oder auch nur aus einem anderen tropischen Bergwaldgebiet. Dabei nehmen Arthropoden eine äußerst wichtige Position in Ökosystemen als Detrivore, Herbivore, Prädatoren oder Parasiten bzw. Parasitoide ein (Brown 1989). Innerhalb der Arthropoden stellen die Insekten und darunter wiederum die Herbivoren den größten Anteil der Arten. Die Nachtfalter – als eine besonders artenreiche Gilde von (als Larven) herbivoren Insekten – scheinen bisher in ökologischen Arbeiten über den neotropischen Raum stark unterrepräsentiert zu sein, obwohl in anderen tropischen Regionen (z. B. Südostasien) die Eignung von Nachtschmetterlingen zur Charakterisierung von Habitaten vielfach unter Beweis gestellt wurde (Holloway 1985, Willott 1999, Schulze 2000, Beck *et al.* 2002).

Grundsätzlich kann man die Gamma-Diversität von Nachtfaltern, also wie die Artenvielfalt großskalig auf der Erde verteilt ist (besonders entlang latitudinaler Gradienten), recht gut einschätzen. Auf lokaler Ebene, besonders in den Tropen, ist noch wenig darüber bekannt, wo genau die „hotspots“ liegen und welche Habitateigenschaften hohe Diversität bedingen. Man weiß überhaupt wenig darüber, wie wichtig die Vielfalt von Arten für Funktion, Elastizität und Regenerationspotential in tropischen Ökosystemen ist. In gemäßigten Zonen

wurde versucht sich diesen Fragen mit einfachen, experimentellen Systemen zu nähern (beispielsweise BIODDEPTH; zur Diskussion siehe Huston *et al.* 2000). Für das praktisch unvorhersagbare System eines neotropischen Bergregenwaldes erscheint aber eine „Gradientenanalyse“ im unveränderten Ökosystem erfolgversprechender, weil so keine Umweltparameter von vorneherein falsch eingeschätzt oder übersehen werden können.

Im Rahmen des DFG-Projekts „Funktionalität in einem tropischen Bergregenwald Südecuadors: Diversität, dynamische Prozesse und Nutzungspotentiale unter ökosystemaren Gesichtspunkten“ mit dem Teilprojekt „Vielfalt herbivorer Insekten entlang von Höhen- und Störungsgradienten in ecuadorianischen Bergwäldern – Schmetterlinge als Modellfall“ (Fiedler 2001) wurde erstmalig eine quantitative Erfassung neotropischer Nachtfalter entlang eines über 1600 Höhenmeter langen Transektes durchgeführt. Dabei bearbeitete Brehm (2002) die Familie der Geometridae, und in dieser Studie wurden die Falter der Überfamilien Pyraloidea und der Familie Arctiidae aus denselben Aufsammlungen ausgewertet. Ziel dieser Studie war es, am Beispiel extrem artenreicher Insektentaxa Diversitätsmuster herauszuarbeiten und mit der Vegetation, dem Klima oder auch anderen Tiergruppen in Zusammenhang zu bringen.

Es wurden dabei bewusst mit den Nachtfaltern herbivore Modellorganismen ausgewählt, weil sie eine wichtige Stellung im Ökosystem einnehmen. Sie konsumieren große Mengen an Pflanzenmaterial, sind Beute für Prädatoren oder Parasitoide, und sie bestimmen damit auch die strukturellen Beziehungen innerhalb eines Ökosystems (Janzen 1987). Herbivore Insekten werden gemeinhin als einer der wichtigsten Konsumenten pflanzlicher Primärproduktion in tropischen Regenwäldern angesehen (Coley & Barone 1996). Daneben spielen die Imagines vieler Nachtfaltertaxa auch als Blütenbesucher und mögliche Pollinatoren eine durchaus beachtliche, wenn auch noch weitgehend unerforschte Rolle im Ökosystem. Auch ist die Eignung von Schmetterlingen zur Charakterisierung von Vegetationseinheiten – aufgrund ihrer empfindlichen Reaktionen auf Habitatveränderungen – hinlänglich bekannt (z. B. Holloway 1985, Hill 1999).

Für ökologische Studien ist es oft eine Voraussetzung zur Aufdeckung von stabilen Mustern, dass die Modellorganismen sehr artenreich sind. Vor allem graduelle Faunenveränderungen lassen sich mit hoher Auflösung nur an artenreichen Zönosen gut untersuchen. Da die Lepidoptera zu den Artenreichsten unter den phytophagen Insekten gehören (Scoble 1992) und die Schätzungen der Artenzahlen innerhalb der Lepidoptera von 160.000 bis 500.000 reichen – von denen der Großteil als Larve an Pflanzen frisst –



erschieden gerade sie für derartige Studien geeignet (Solis & Pogue 1999). Die hier ausgewählten Familien (siehe oben) gehörten – wie zu Beginn der Arbeit nur vermutet werden konnte – sowohl zu den artenreichsten wie auch individuenreichsten Nachtfaltern im Untersuchungsgebiet. Weiterhin ist es mit diesen Taxa möglich bei der Erfassung im Gelände nicht nur das Vorhandensein der Falter, sondern auch die Abundanzen der Arten wenigstens näherungsweise bestimmen zu können. Nachtfalter kann man mit den verschiedensten Methoden wie Köderfallen, Pheromon-, Licht-, Kleb- oder Fensterfallen fangen (Butler & Kondo 1991, Muirhead-Thomson 1991, Yela & Holyoak 1997, Southwood & Henderson 2000). Aber nichts ist geeigneter als der Lichtfang, um in kurzer Zeit große Zahlen an Individuen anzulocken und so die Artengemeinschaften zu einem sehr großen Teil zu erfassen (Butler *et al.* 1999). Allerdings sind Nachtfalter in ihrer Gesamtheit derart artenreich (zumal in den Tropen), dass eine vollständige Bearbeitung sowohl am Erfassungsaufwand als auch an den großen Schwierigkeiten bei der taxonomischen Bearbeitung scheitern müsste. Es war daher erforderlich, sich auf eine kleine Zahl artenreicher und dabei möglichst monophyletischer Teilgruppen zu beschränken.

Die Überfamilie der **Pyraloidea** (Zünsler) ist weltweit verbreitet, und sie gehört mit ca. 16.650 beschriebenen Arten – nach den Noctuoidea und Geometroidea – zu den drei artenreichsten Nachtfalterüberfamilien (Solis 1997). Sie zeichnen sich als Imagines durch einen rau beschuppten Kopf, einen basal beschuppten Saugrüssel und ein ventral an der Abdomenbasis gelegenes Tympanalorgan aus (Maes 1985). Eine Übersicht über die komplizierten und keineswegs abschließend geklärten Verwandtschaftsverhältnisse findet sich bei Munroe & Solis (1999), die diese Großgruppe in zwei Familien und 20 Unterfamilien aufspalten (Tabelle 1).

**Tabelle 1** Übersicht über die Familien und Unterfamilien der Pyraloidea (nach Munroe & Solis 1999). Unterfamilien, die nicht in der Neotropis auftreten, sind kursiv geschrieben und diejenigen, die in dieser Studie nachgewiesenen werden konnten, wurden mit einem Stern (\*) markiert. (Beispiele siehe Tafel I).

<b>Pyralidae</b>	* Galleriinae	<b>Crambidae</b>	* Scopariinae
	* Chrysauginae		* Crambinae
	* Pyralinae		* Schoenobiinae
	* Epipaschiinae		* Cybalomiinae
	* Phycitinae		Linostinae
			* Midilinae
			* Musotiminae
			* Nymphulinae
			<i>Noordinae</i>
			* Odontiinae
			<i>Wurthiinae</i>
			* Evergestinae
			* Glaphyriinae
			<i>Cathariinae</i>
			* Pyraustinae

Die mit weitem Abstand artenreichste Unterfamilie stellen die Pyraustinae. Viele der Unterfamilien kommen weltweit vor. Einige, wie die Midilinae und die Linostinae, beschränken sich auf die westliche Hemisphäre. Andere, wie die Chrysauginae und Glaphyriinae, kommen hauptsächlich in der Neotropis vor, man findet einzelne Arten auch in anderen Regionen. Drei (generell artenarme) Unterfamilien sind in der Neotropis überhaupt nicht vertreten (kursiv gedruckt in Tabelle 1). In ihrer Larvalbiologie ist die Überfamilie sehr heterogen. Es gibt bei den Zünslern Raupen, die an trockenem oder verrottendem Pflanzenmaterial, an Wachs von Bienenestern oder, und zwar mehrheitlich, an lebenden Pflanzen fressen. Von einigen weiß man sogar, dass sie in Ameisennestern vorkommen (einzelne Galleriinae), Prädatoren sein können (einige Phycitinae) oder sogar im Wasser an Wasserpflanzen oder Algen fressen (Nymphulinae). Die meisten fressen aber in oder an lebenden terrestrischen Pflanzen, wobei viele Arten in Pflanzengewebe bohren, Gallen indizieren oder sich in aus Seide und Blättern gebauten Gespinsten verbergen. Dennoch kennt man bis heute nur wenige direkte neotropische Raupen-Futterpflanzen-Beziehungen, und der größte Teil dieser Nachweise bezieht sich auf Kulturpflanzen (Robinson *et al.* 1994, Solis 1997).

Die Familie der **Arctiidae** (Bärenspinner) wird systematisch zur Überfamilie der Noctuoidea gestellt. Sie werden aufgrund einiger abgeleiteter Merkmale als

monophyletische Gruppe eingestuft (Kitching & Rawlins 1999). Dennoch sind ihre Verwandtschaftsbeziehungen Gegenstand aktueller Forschung (Übersicht und neueste systematische Einteilung in Jacobson & Weller 2002). Beide Geschlechter der Bärenspinner besitzen am Metathorax Tympanalorgane, die aber bei einigen Arten auch zurückgebildet sein können. Manche Arten können eigenständig Ultraschalllaute abgeben, die als aposematische Signale interpretiert werden (Dunning *et al.* 1992) oder auch zur Störung der Echolotortung von Fledermäusen dienen sollen (Fullard *et al.* 1979). Viele Arten können aus Prothorakaldrüsen eine Flüssigkeit abgeben, die sie für Prädatoren ungenießbar oder sogar toxisch werden lässt (Kitching & Rawlins 1999). Von Jacobson & Weller (2002) werden die Arctiidae in drei Unterfamilien unterteilt: Arctiinae, Syntominiæ und Lithosiinae, wobei die Syntominiæ nicht in der Neotropis vorkommen (Holloway *et al.* 2001, für Beispiele siehe Tafel II). Während Lithosiinae (Flechtenbären) primär an Kryptogamen fressen, nutzen die Arctiidae ein breites Futterpflanzenspektrum, inklusive vieler Vertreter besonders der Tribus Ctenuchini, die pyrrolizidinalkaloidhaltige Pflanzen fressen und deren Alkaloide in komplexer Weise metabolisieren (Common 1990, Kitching & Rawlins 1999, Holloway *et al.* 2001).

Beide Modellorganismen haben als Gemeinsamkeit, dass sie aufgrund des Besitzes paariger Tympanalorgane an die Bedrohung durch Fledermäuse angepasst sind. Auf deren Echolot-Peillaute reagieren diese Nachtfalter meist mit charakteristischem Fluchtverhalten. Beide Familien unterscheiden sich aber hinsichtlich ihrer ökologischen Anforderungen deutlich. Während die Pyraloidea zu den „Kleinschmetterlingen“ gerechnet werden, Flügelspannweite zwischen 8–90 mm (Robinson *et al.* 1994), sind die Arctiidae meist viel größer und auch wesentlich stärker behaart und so thermisch besser isoliert. Daher kann man annehmen, dass die kleineren Zünsler weniger weit fliegen und damit ortstreuer sind als die viel größeren und robusteren Bärenspinner (Solis & Pogue 1999 und für Details der Pyraloidea Munroe & Solis 1999 bzw. für die Arctiidae Kitching & Rawlins 1999). Auch in ihrer Larvallebensweise weisen sie verschiedene Strategien auf. Grundsätzlich können Lepidopterenraupen artspezifisch sowohl extern an Pflanzenteilen wie Blättern oder Blüten fressen, aber auch intern als Stängelbohrer, Holzbohrer oder Blattminierer leben (Übersicht z. B. bei Scoble 1992, Munroe & Solis 1999). In der Familie der Pyraloidea finden sich mit ektophager wie auch sehr häufig endophager Ernährungsweise alle möglichen Larvalstrategien. Hierbei sind gerade die Endophagen als besonders spezialisiert anzusehen. Die Raupen der Arctiidae hingegen ernähren sich fast ausschließlich alle ektophag, und der Anteil an polyphagen, und damit auch generalistischeren, Arten sollte

nach aller bisherigen Kenntnis größer sein als bei den Pyraloidea (Basset 1992 und Loder *et al.* 1998).

Am Beginn einer Biodiversitätsstudie – nach der Auswahl geeigneter Modellorganismen – steht notwendigerweise zunächst eine **Inventarisierung**. Wie oben bereits beschrieben, wurden quantitative Untersuchungen von Nachtfaltern entlang eines neotropischen Höhentransektes bisher noch nie durchgeführt (vgl. aber Brehm 2002). Die ersten Befunde sollen also zunächst die Bestätigung liefern, dass die Modelltaxa, die sich bereits in Untersuchungen aus anderen Regionen der Erde bewährt haben (beispielsweise Barlow & Woiwod 1989, Schulze 2000), auch im Zielgebiet in ausreichender Abundanz und Diversität vorkommen, um sicherzustellen, dass weiterführende Analysen mit ihnen überhaupt möglich sind. Dabei wurde besonderes Augenmerk auf die Tatsache gelegt, sich nicht vorzeitig auf nur eine Gruppe von Modellorganismen festzulegen, da Taxa, die sich phylogenetisch zwar nahe stehen, aber dennoch äußerst verschiedene ökologische Ansprüche stellen (siehe oben), per se keine gleichen Reaktionen im Umweltgradienten zeigen müssen.

Nachdem die Ostanden als einer der „hotspots of phytodiversity“ (Barthlott *et al.* 1996) bezeichnet werden, lag die Frage nahe, ob sich die **Gamma-Diversität** dieser beiden herbivoren Taxa von den Befunden besonders aus anderen tropischen Regionen der Welt unterscheiden werden oder ob sie ähnliche Größenordnungen erreichen. Die Gamma-Diversität der Pyraloidea war beispielsweise in Studien aus Malaysia sehr groß (Barlow & Woiwod 1989, Schulze 2000). Demgegenüber sind in einem Großteil der in der Literatur verfügbaren quantitativen Studien die Fangzahlen der Arctiidae so gering, dass keine verlässlichen Diversitätsberechnungen möglich sind, und wenn doch, dann sind die Werte für tropische Zönosen oft ähnlich gering wie in den temperaten Zonen (Schulze 2000).

Für die meisten Organismen wurde in Bergregionen mit wachsender Meereshöhe (zumindest ab ca. 1500 m ü. NN) eine Abnahme sowohl des Artenreichtums als auch der Diversität berichtet (z. B. Olson 1994). Die Pyraloidea Südostasiens erreichen in Tieflandregenwäldern erstaunlich hohe Werte der **Alpha-Diversität** (Robinson & Tuck 1996), während die Arctiidae dort auf ca. 1000 m ü. NN ein Diversitäts-Maximum, den sog. „mid elevation peak“, zeigen (Holloway *et al.* 1990). Der Höhentransekt dieser Studie begann aus logistischen Gründen erst bei 1040 m ü. NN. Dennoch lässt sich dieses Phänomen untersuchen, da solche Maxima, sofern vorhanden, meist in einem Bereich von 1000–1500 m ü. NN auftreten. Daneben erlaubt eine detaillierte Beschreibung der

Diversität auch eine Überprüfung der Hypothese, dass die Artendiversität herbivorer Insekten generell mit der Höhe abnimmt. Es war dabei zu erwarten, dass aufgrund ihrer unterschiedlichen Lebensgewohnheiten die Diversitätsgradienten der Pyraloidea und Arctiidae nicht völlig gleich verlaufen sollten. Aber angesichts der überraschenden Befunde von Brehm (2002, vgl. auch Brehm *et al.* in press) musste auch mit gänzlich unerwarteten Diversitätsmustern gerechnet werden.

Im Untersuchungsgebiet wurden zu Beginn dieser Studie bereits Arbeiten über die floristische Zusammensetzung (Bussmann 2001b) und die Vegetationsstruktur (Paulsch 2002) des südecuadorianischen Bergregenwaldes im Gebiet der Estación Científica San Francisco (ECSF) durchgeführt. Beide Autoren kamen zu dem Schluss, dass der Wald sich mit der Höhe in verschiedene, distinkte Zonen einteilen lässt. Es wäre nun vorstellbar, dass sich diese Zonen auch in den Mustern der **Beta-Diversität** – des Artenwechsels entlang der Höhe – der herbivoren Modelltaxa wiederfinden lassen. Man müsste dann erwarten, dass sich der Turnover von Arten ebenso ungleichmäßig mit der Höhe verändert wie die Waldstruktur. Sofern solche Zonen wirklich vorhanden sind, sollten sie auch bei den Herbivoren existieren. Außerdem sollte man angesichts der sehr unterschiedlichen Anforderungen der Raupen an die Futterpflanzen klare Unterschiede in den Mustern zwischen den Pyraloidea und Arctiidae finden. Diese Befunde können wiederum mit denen der Geometridae aus der Parallelstudie von Brehm (2002) als dritte herbivore Nachtfaltergruppe verglichen und diskutiert werden.

Von besonderem Interesse bei einer derartigen Biodiversitätsstudie sind aber nicht nur die reinen Diversitätsmuster, sondern auch die **Kräfte im Ökosystem**, die diese Muster verursachen. Vorstellbar ist, dass die verschiedensten biotischen und abiotischen Parameter, wie Temperatur, Niederschlag, Flächengröße, Waldstruktur, Phytodiversität, Prädatoren u. v. m. entlang des Höhengradienten einflussreich auf die Diversität von Herbivoren wirken (beispielsweise Lawton *et al.* 1987, Lomolino 2001, Williams *et al.* 2001). Für tropische Wälder wird oft das Ausmaß enger biotischer Interaktionen als diversitätsfördernd angenommen (Mutualismus, Parasitismus, Prädation, Herbivorie, siehe beispielsweise Diserud & Ødegaard 2000, Ødegaard 2000, Williams *et al.* 2001). Dabei tritt dann auch die Frage nach dem Spezialisierungsgrad solcher Interaktionen auf. Wenn dieser groß ist, dann sollten geeignete biotische Kenngrößen bessere Prädiktoren für z. B. Herbivorendiversität sein als abiotische. Wenn andererseits der Spezialisierungsgrad in biotischen Interaktionen generell nicht so hoch wäre, dann sollten Diversitätsmuster verschiedener Taxa voneinander unabhängig sein bzw. stärker von abiotischen Variablen

gesteuert sein. Durch die Kooperation in der DFG- Forschergruppe stehen Daten aus Studien der verschiedensten Disziplinen (Waldstruktur, Baumdiversität, Diversität von Windern und Lianen, Heuschrecken- oder Fledermausdiversität) aus dem Untersuchungsgebiet zur Verfügung. Ergänzt durch eigene Messungen der Temperatur und des Kronenschlusses sollen diese, soweit möglich, in multivariaten Modellen auf Zusammenhänge mit den Mustern der Pyraloidea und Arctiidae geprüft oder zumindest diskutiert werden. Damit sollten sich die aufgrund der unterschiedlichen Larvalansprüche der Modelltaxa erwarteten Unterschiede in den Mustern der Beta-Diversität beider Familien erklären lassen.

Viel diskutiert in den letzten Jahren wurde auch die Frage, ob sich die Arealausdehnungen einzelner Arten entlang von latitudinalen oder altitudinalen Gradienten verändern (Rapoport 1975, Stevens 1992). Selbst die Kritiker von „Rapoports Regel“ räumen ein, dass zumindest in Regionen mit sehr großer klimatischer Variabilität die **Nischenbreite** der dort lebenden Arten sich vergrößert (Gaston *et al.* 1998). Anhand der abundantesten Arten – zur Vermeidung methodischer Fehler – soll hier untersucht werden, ob sich die Höhengausdehnung des Vorkommens einzelner Nachtfalterarten entlang des altitudinalen Gradienten verändert. Interessant hierbei wird sein, ob sich die kleinen, thermisch wenig isolierten, vermutlich weniger flugstarken und auch von ihren Nahrungsangewohnheiten mehrheitlich wohl spezialisierteren Falter der Pyraloidea dabei von den robusten, oft dick behaarten und tendenziell polyphagaren Faltern der Arctiidae unterscheiden. Letztendlich sollen dafür weitere Hinweise gesammelt werden, inwieweit „Rapoports Regel“ für sehr artenreiche Zönosen überhaupt gültig ist.

In drei Feldaufenthalten 1999/2000 wurden die Daten für diese Studie gesammelt. Es war dabei aus logistischen Gründen nicht möglich, ein gesamtes Jahr gleichmäßig zu beproben. Demnach wäre zu bedenken, dass **Saisonalität** in den Nachtfalterzönosen die Aussagekraft der hier zusammengefassten Stichproben mindern würde. In den Tropenregionen der Erde ist das Vorkommen von Saisonen durch den Wandel der Regenfallmengen charakterisiert (z. B. Wolda 1978b, Wolda 1978a). Im Gebiet des Podocarpus-Nationalparks regnet es während des ganzen Jahres mehr oder weniger stark, bis auf eine relativ kurze, drei bis vier Wochen lange Trockenphase, die meistens im Oktober/November liegt (P. Emck, pers. Mitt.). Mit Hilfe von Stichproben aus zwei klimatischen Extremen, dem sehr feuchten April/Mai 1999 und dem sehr trockenen Oktober/November 1999, soll in dieser Studie daher auch abgeschätzt werden, ob es einen klimatisch bedingten Einfluss auf die jahreszeitliche Entwicklung der Nachtfalterzönosen überhaupt gibt. Diese Frage war in der

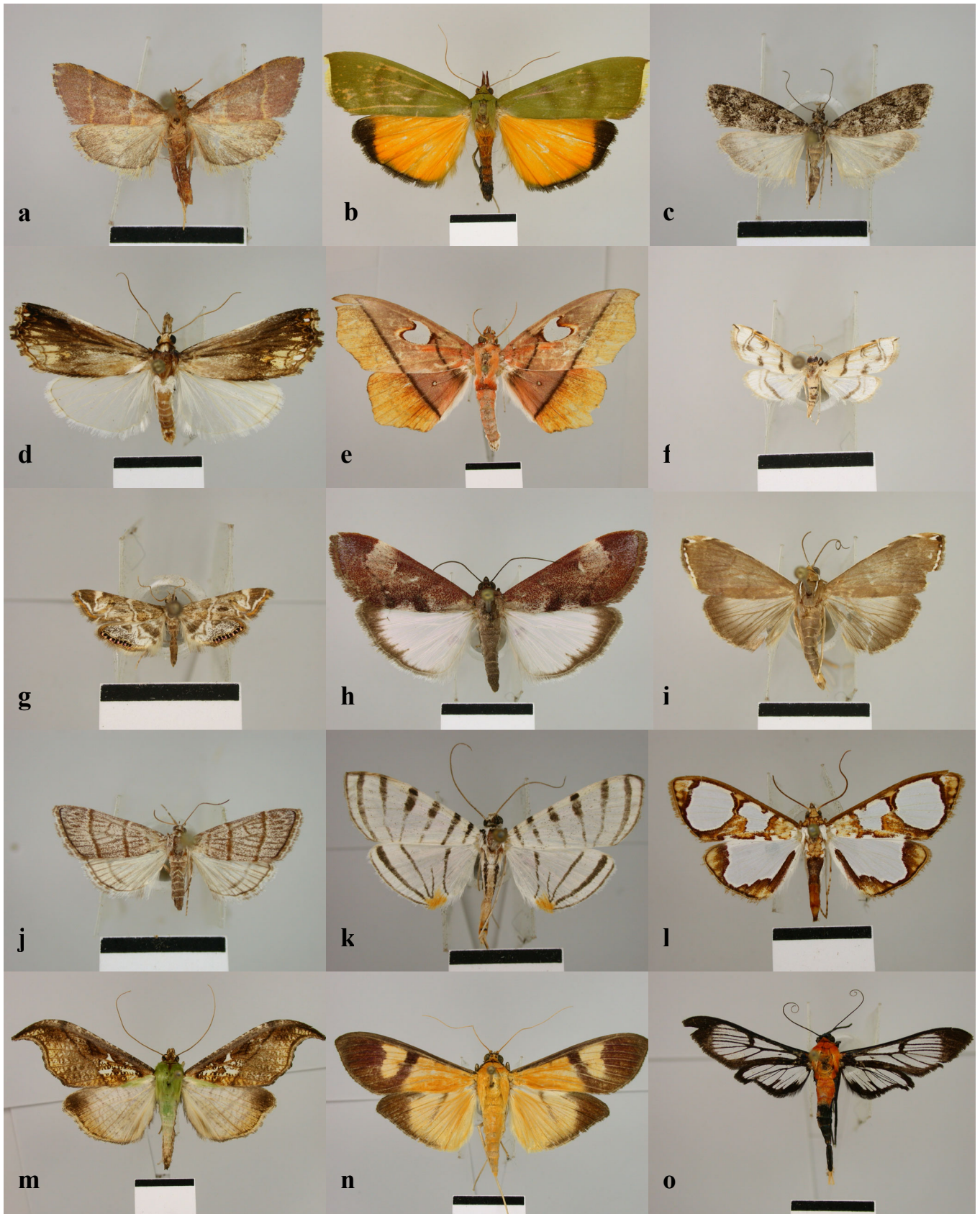
Arbeit von Brehm (2002) noch unbeantwortet geblieben und soll hier erstmals geprüft werden.

Damit sind die Hauptziele der vorliegenden Arbeit – als Beitrag zur langfristigen Ökosystemstudie im südecuadorianischen Bergwald – charakterisiert:

- Umfassende Beschreibung und Analyse der Diversitätsmuster zweier sehr artenreicher Insektentaxa in einem ausgedehnten Höhengradienten.
- Erarbeitung von Grundlagen für Vergleiche künftiger Biodiversitätsstudien an andinen Insekten.
- Erarbeitung von Grundlagen, um in künftigen Studien den anthropogenen Einfluss auf hochdiverse Insektengemeinschaften der Bergwaldregion abschätzen zu können.
- Suche nach möglichen Prädiktorvariablen, die die beobachteten Muster mitbedingen.
- Prüfung von „Rapoports Regel“.
- Prüfung der Zönosen auf Saisonalität.

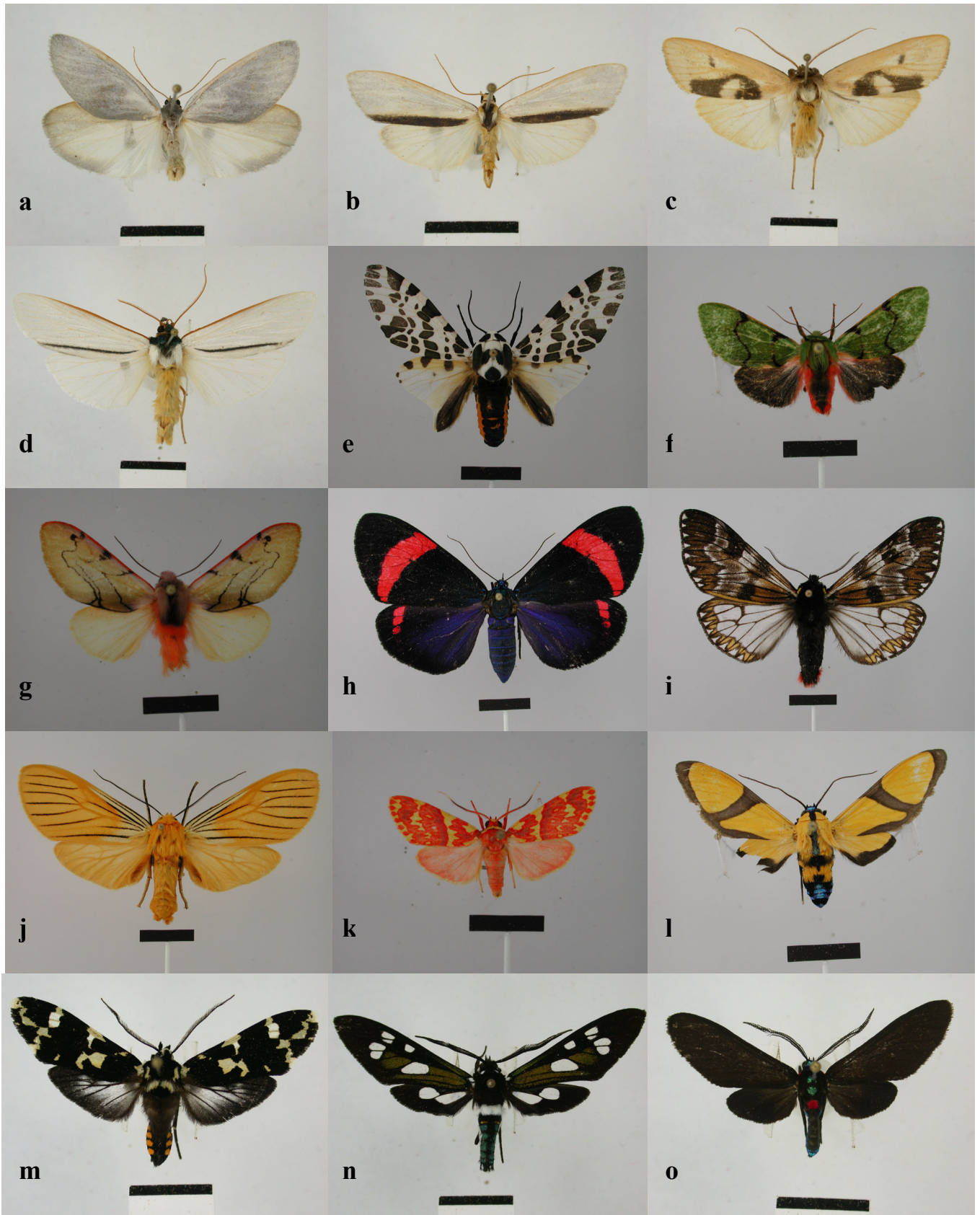






**Tafel I: Pyraloidea** (schwarzer Balken = 1 cm). **Pyralidae**: **a** Chrysauginae, *Caphys* sp2; **b** Pyralinae, *Catocrocis lithosialis*; **Crambidae**: **c** Scopariinae, *Eudonia* sp2; **d** Crambinae, *Micrelephas crassipalpis*; **e** Midilinae, *Midila poppaea*; **f** Musotiminae, *Neurophyseta clymenalis*; **g** Nymphulinae, *Petrophila* sp15; **h** Odontiinae, *Cliniodes* c.f. *saburralis*; **i** Evergestinae, *Trischistognatha palindalis*; **j** Glaphyriinae, *Psephis myrmidonalis*; **k** Pyraustinae, *Conchylodes zebra*; **l** *Glyphodes grandisalis*; **m** *Megaphysa herbiferalis*; **n** *Plectrona dohrnii*; **o** *Trichaea pilicornis*.  
Fotographien: Annick Servant.





**Tafel II: Arctiidae** (schwarzer Balken = 1 cm). **Lithosiinae:** a *Macoptila laniata*; b *Agylla separata*; c *Agylla nitidalis*; d *Agylla foyi*; **Arctiinae:** e Arctiini, *Hypercompe magdalenae*; f *Chlorhoda metamelaena*; g *Palaeomolis palmeri*; h Pericopini, *Hypocrita calida*; i *Dysschema lycaste*; j Phaegopterini, *Pachydota nervosa*; k *Hyponerita persimilis*; l *Ormetica ameoidea*; m Ctenuchini, *Eucereon* c.f. *dauidi*; n *Mydropastea cephalena*; o *Holophaea endoleuca*.

Fotographien: Nadine Hilt.

## 2. UNTERSUCHUNGSGEBIET

Ecuador ist mit ca. 284000 km<sup>2</sup> eines der kleinsten Länder im nördlichen Südamerika (Rachowiecki 1997). Dennoch findet man hier auf kleinstem Raum die verschiedensten Naturräume. Das Land gliedert sich in drei geographische Regionen. Die von Nord nach Süd verlaufenden Anden, mit dem bis auf 6310 m ü. NN reichenden Chimborazo, teilen das Land in den westlich gelegenen Küstenstreifen am Pazifik, das innerandine Hochland und das obere Amazonasbecken im Osten.



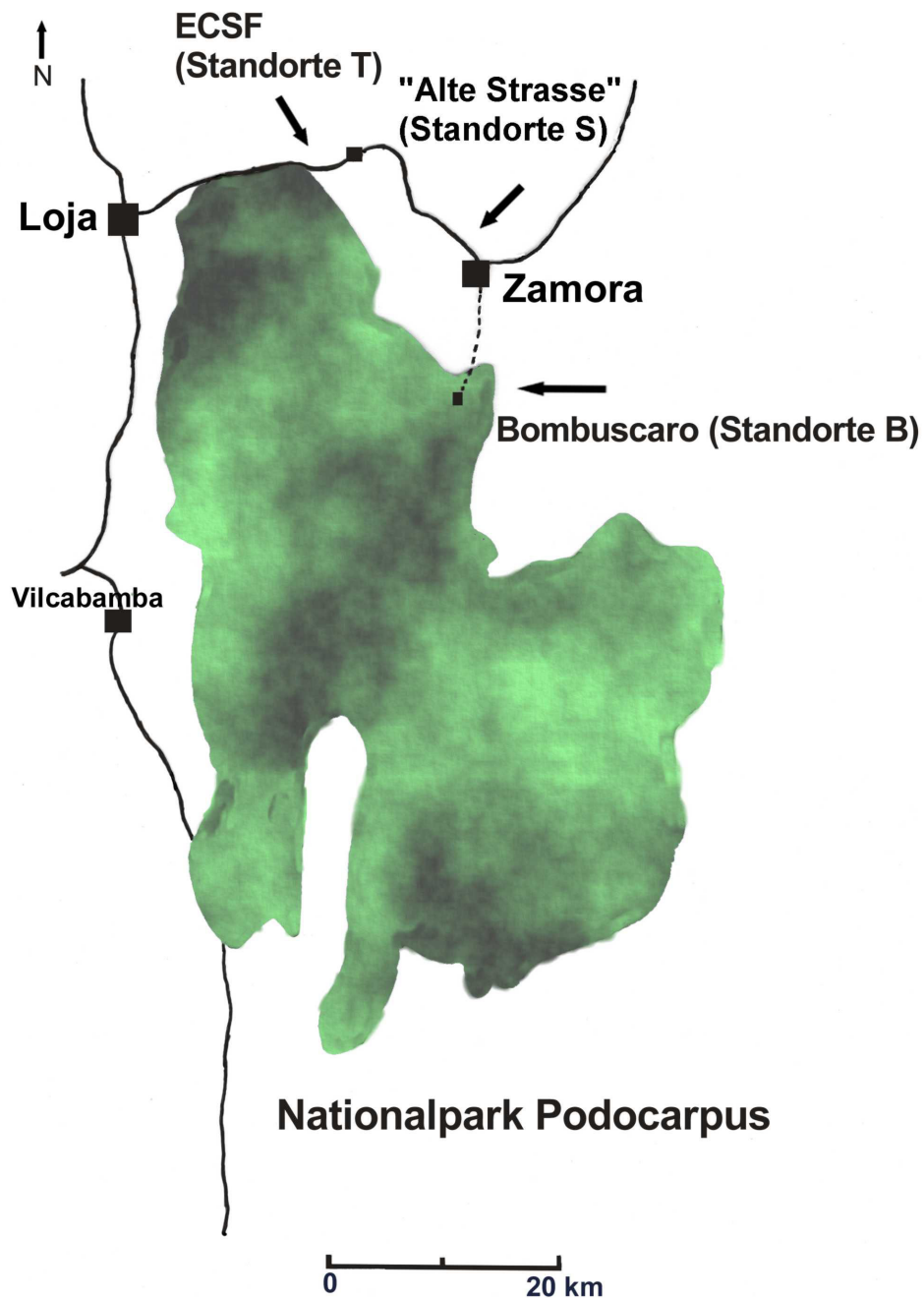
**Abbildung 1** Übersichtskarte von Ecuador (verändert nach Magellan 1995). Untersuchungsgebiet: Ausschnitt mit Kasten markiert (siehe Abbildung 2).

Gleichzeitig ist das Land mit 11,5 Millionen Einwohnern eines der am dichtesten besiedelten in Südamerika. Auf einen Quadratkilometer kommen ca. 42 Menschen (Rachowiecki 1997). Der Druck der Menschen auf die letzten verbliebenen natürlichen, ungestörten Bereiche ist enorm. Bis auf wenige private bzw. als Nationalparks geschützte

Gebiete ist der ursprüngliche Regenwald besonders im Hochland und an der Küste fast verschwunden. Auch der Tieflandregenwald im Amazonasbecken ist in Gefahr. Hamilton *et al.* (1995) schätzen, dass bereits 90 % der ursprünglichen Waldflächen in den Anden gestört, verändert oder komplett zerstört wurden.

Im Rahmen der DFG-Forschergruppe „Funktionalität in einem tropischen Bergregenwald Südecuadors: Diversität, dynamische Prozesse und Nutzungspotentiale unter ökosystemaren Gesichtspunkten“ werden wichtige Eigenschaften des andinen Bergwaldes in einem letzten, nur wenig gestörten, Gebiet am Rande des Podocarpus-Nationalparks erforscht. Das Areal liegt im Südosten Ecuadors an der Ostabdachung der Anden zwischen den Provinzhauptstädten Loja und Zamora (siehe Abbildung 1 und Abbildung 2). Nach den Artenzahlen von Gefäßpflanzen zu schliessen, gehört dieses Gebiet (Barthlott *et al.* 1996) zu dem tropischen Ostandenzentrum und somit zu einem „*hot spot of biodiversity*“ mit über 5000 Arten pro 10000 km<sup>2</sup>. Aber nicht nur die Pflanzen, sondern auch die Vögel, Schmetterlinge und auch Primaten sind in dieser Region hochdivers (Mittermeier 1988, Murray 1996, Brehm 2002). Allgemein sind die Insekten das Taxon, welches in der Neotropis am diversesten, aber gleichzeitig am wenigsten erforscht ist (Lamas 1989). Eine weitere Besonderheit dieser Region ist die niedrige Höhe der Anden, die hier Wanderungen bzw. Ausbreitungen von Pflanzen- und Tierarten von der Amazonasregion bis zum Pazifischen Tiefland und umgekehrt erlaubt haben könnte (Beck & Müller-Hohenstein 2001).

Das Untersuchungsgebiet liegt im Tal des Rio San Francisco, der in den Rio Zamora fließt und schliesslich nach Amazonien entwässert. Der bearbeitete Transekt beginnt bei Zamora am Rande des Podocarpus-Nationalparks auf einer Höhe von ca. 1000 m ü. NN und reicht bis zu dem Gipfel des Berges „Las Antennas“ auf 3150 m ü. NN. Es gehört zu der Ostkordillere der Anden, der sog. „*Cordillera Numbala*“. Klimatologisch rechnet man die Region zur klassischen „*tierra templada*“. Mittlere Jahresdurchschnittstemperaturen liegen bei 17 °C im unteren Bereich und bei 9 °C in den hohen Lagen. Ein steigender jährlicher Niederschlag wird mit 2000 mm auf 1950 m ü. NN und bis zu 5000 mm im Paramo über 2800 m ü. NN gemessen. Zwischen Oktober und Dezember gibt es jedes Jahr eine Trockenzeit, den sog. „*veranillo*“ (Beck & Müller-Hohenstein 2001, Schrumpf *et al.* 2001, Emck pers. Mitt.).

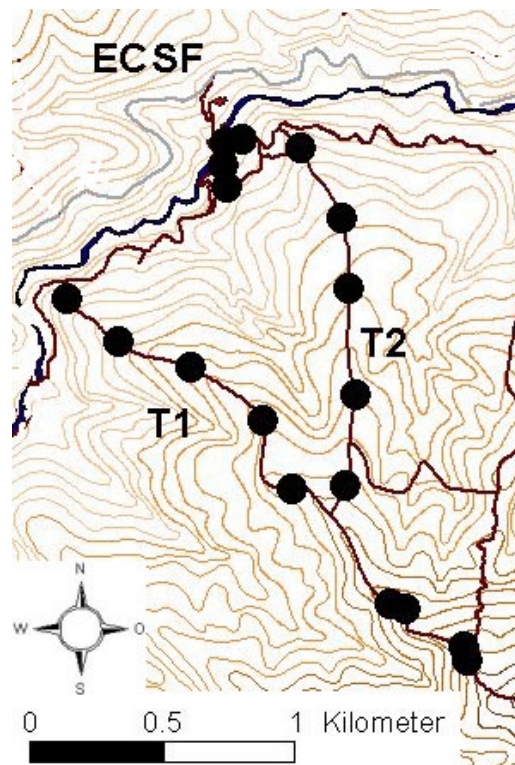


**Abbildung 2** Untersuchungsgebiet im Südosten Ecuadors (siehe auch Kasten aus Abbildung 1). Die Standorte in Bombuscaro liegen im Nationalpark, die an der „Alten Strasse“ im Kulturland, und die Estación Científica San Francisco (ECSF) ist Privatbesitz und grenzt an den Nationalpark Podocarpus.

Insgesamt wurde ein Höhen transekt von über 1600 m Höhengausdehnung mit 22 Leuchtstandorten auf 11 Höhenstufen bearbeitet. Der Höhen transekt beginnt auf 1040 m ü. NN. Pro Höhenstufe wurden je zwei Leuchtstandorte ausgewählt. Am Eingang des Podocarpus-Nationalparks bei Bombuscaro (siehe Abbildung 2) liegen die ersten beiden von insgesamt 22 Standorten. Für das zweite Paar wurde an der „Alten Strasse“ zwischen Loja und Zamora auf 1380 m ü. NN ein relativ wenig gestörtes Restwaldgebiet ausgewählt (Ausdehnung ca. 300 x 300 m). Es ist sonst von reinem Kulturland umgeben und besteht



hauptsächlich aus Weideflächen, durchsetzt mit kleinen Restwaldstücken und sog. „*fincas*“, wie die Höfe dort genannt werden (siehe auch Schneider 2000). Alle 19 weiteren Standorte befinden sich auf dem Gelände der Estación Científica San Francisco (ECSF). Die untersten beiden Leuchtplätze grenzen direkt an den Fluss auf 1800 m ü. NN. Alle anderen folgen entlang der beiden Transektwege (T1 und T2) in einem Abstand von jeweils ca. 100 Höhenmetern bis zu einer Höhe von 2670 m ü. NN.



**Abbildung 3** Auf dem Gelände der ECSF (Estación Científica San Francisco) befinden sich 18 der 22 Leuchtstandorte. Entlang der Transektwege T1 und T2 liegt ca. alle 100 Höhenmeter je ein Standortpaar von 1800 m ü. NN am Fluss bis 2760 m ü. NN. Karte verändert nach Kleuter 1999.

Die genaue geographische Position und die Höhenlage der Leuchtstandorte wurden mit Hilfe des Global Positioning System (Garmin GPS III) bestimmt (vgl. Tabelle 2).

**Tabelle 2** Leuchtstandorte nach der Höhe sortiert. Bombuscaro ist der Eingang des Podocarpus-Nationalparks. Die „Alte Strasse“ verläuft zwischen Loja und Zamora. Transekt 1 und 2 befinden sich auf dem Stationsgebiet der ECSF. Abk. 1: Abkürzungen für die Standorte. Abk. 2: Abkürzung der Höhenstufen. Zuordnung der Standorte zu den Waldtypen nach Paulsch (2002) auf der Grundlage der jeweils nächstgelegenen Vegetationsaufnahme (Abstand max. 70 m ü. NN).

Standort	Abk. 1	Abk. 2	Höhe [m ü. NN]	geogr. Breite (S)	geogr. Länge (W)	Waldtyp nach Paulsch (2002)
Bombuscaro 1	B1	B	1040	4° 6,87'	78° 58,31'	
Bombuscaro 2	B2		1040	4° 6,99'	78° 58,89'	
Alte Strasse 1	S1	S	1380	4° 1,11'	79° 0,95'	
Alte Strasse 2	S2		1380	4° 1,11'	79° 0,95'	
Transekt 1 Höhe 1	T1-1	T1	1800	3° 58,45'	79° 4,73'	
Transekt 2 Höhe 1	T2-1		1800	3° 58,38'	79° 4,71'	
Transekt 1 Höhe 2	T1-2	T2	1875	3° 58,43'	79° 4,66'	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen
Transekt 2 Höhe 2	T2-2		1850	3° 58,38'	79° 4,66'	Primärer Schluchtwald höherer Lagen
Transekt 1 Höhe 3	T1-3		2005	3° 58,71'	79° 5,63'	Schluchtwald mit menschlicher Einflußnahme
Transekt 2 Höhe 3	T2-3	T3	2005	3° 58,43'	79° 4,51'	Primärer Schluchtwald tieferer Lagen
Transekt 1 Höhe 4	T1-4	T4	2112	3° 58,85'	79° 5,11'	Mesophyller Gratwald
Transekt 2 Höhe 4	T2-4		2113	3° 58,52'	79° 4,46'	Makrophyller Gratwald
Transekt 1 Höhe 5	T1-5	T5	2212	3° 58,94'	79° 4,84'	Mikrophyller Gratwald
Transekt 2 Höhe 5	T2-5		2180	3° 58,72'	79° 4,44'	Mikrophyller Gratwald
Transekt 1 Höhe 6	T1-6	T6	2308	3° 59,25'	79° 4,68'	Mikrophyller Gratwald
Transekt 2 Höhe 6	T2-6		2290	3° 58,96'	79° 4,41'	Mikrophyller Gratwald
Transekt 1 Höhe 7	T1-7	T7	2375	3° 59,15'	79° 4,56'	Mikrophyller Gratwald
Transekt 2 Höhe 7	T2-7		2387	3° 59,17'	79° 4,40'	Mikrophyller Gratwald
Transekt 1 Höhe 8	T1-8	T8	2524	3° 59,52'	79° 4,30'	Mikrophyller Gratwald
Transekt 1 Höhe 8	T1-9		2558	3° 59,56'	79° 4,26'	Mikrophyller Gratwald
Transekt 1 Höhe 9	T1-10	T9	2671	3° 59,65'	79° 4,96'	Mikrophyller Gratwald
Transekt 1 Höhe 9	T1-11		2677	3° 59,68'	79° 4,10'	Mikrophyller Gratwald

Bussmann (2001) teilt aufgrund der Artenzusammensetzung den Bergregenwald der Anden im ECSF-Gebiet in folgende Waldtypen auf: „evergreen forest of foothills“

(800–1300 m ü. NN), „*evergreen lower montane forest*“ (1300–1800 m ü. NN), „*montane broadleaved forest*“ (1850–2100 m ü. NN), „*upper montane forest*“ (2100–2750 m ü. NN) und „*subalpine elfin forest*“ (über 2450 m ü. NN). Er folgt dabei im wesentlichen der Einteilung nach Sierra (1999), die er aber in den hohen Lagen (ab 1800 m ü. NN) des Stationsgebietes genauer spezifiziert.

Basierend auf ausführlichen Analysen stellt Paulsch (2002) ein abweichendes System zur Klassifikation tropischer Bergregenwälder nach Waldstrukturparametern vor, das er im Stationsgebiet entwickelt hat. Es liefert noch eine feinere Einteilung, als die oben erwähnte, vom Ansatz her eher „klassische“ Typisierung andiner Bergregenwälder. Für die untersten Standorte in Bombuscaro und an der „Alten Strasse“ liegen keine Einteilungen nach Paulsch vor. Nach Piechowski (pers. Mitt.) erreichen die Bäume dort aber Höhen von bis zu 25 m. Nur im unteren Waldbereich des engeren Stationsgebietes sind die Bäume ebenso groß und erreichen noch einen Stammdurchmesser von bis zu 40 cm dbh. Nur direkt in den Schluchten, abseits von dem Leuchttransekt, wurden Bäume mit bis zu 35 m Höhe und einem Durchmesser von 130 cm dbh gefunden (Paulsch 2002). Es finden sich hier die Strukturtypen „Schluchtwald mit Anzeichen menschlicher Einflußnahme“ (1820–1970 m ü. NN), „Primärer Schluchtwald tieferer Lagen“ (1840–2030 m ü. NN) und „Primärer Schluchtwald höherer Lagen“ (2180–2280 m ü. NN). Auf den Graten koexistieren – je nach lokalen Gegebenheiten – bis zu einer Höhe von 2200 m ü. NN drei Gratwaldtypen: „Mesophyller Gratwald“ (2050–2080 m ü. NN), „Makrophyller Gratwald“ (2000–2190 m ü. NN) und „Megaphyller Gratwald“ (2050–2140 m ü. NN). Ab 2200 m ü. NN ist an den Graten nur noch der „Mikrophylle Gratwald“ (2170–2650 m ü. NN) zu finden, der deutlich niedriger ist und von der Baumart *Purdiaea nutans* (Cyrillaceae) dominiert wird. Hier erreichen die Bäume maximal noch eine Höhe von 10–15 m. Die höchsten Leuchtstandorte liegen im Bereich nahe der Baumgrenze.

In unserem Untersuchungsgebiet stellten Schrumpf *et al.* (2001) mit zunehmender Höhe abnehmende Profiltiefe, sinkende pH-Werte, sich weitende C/N-Verhältnisse und zunehmenden Stauwassereinfluß in den Böden fest. Daher ist die Stickstoffversorgung der Pflanzen mit zunehmender Höhe immer schlechter. Paulsch (2002) schliesst daraus, dass die abnehmende Wuchshöhe des Waldes in zunehmender Meereshöhe mit der ungenügenden Stickstoffversorgung zusammenhängt.

Aber nicht nur die Baumhöhen nehmen mit dem Höhengradienten ab, sondern auch die Artenvielfalt der Bäume und Lianen (Homeier pers. Mitt., Matezki pers. Mitt.). Im Gegensatz dazu ist die hohe Abundanz von Epiphyten, die ja ein Charakteristikum andiner



Bergwälder darstellt (Nadkarni 1984), im gesamten Untersuchungsgebiet hervorstechend (Paulsch 2002). Ihre Diversität nimmt im Höhengradienten ebenfalls nicht ab (Busmann 2001a).



**Abbildung 4** Ausgewählte Lichtfangstandorte in Südecuador: (a) Bombuscaro auf ca. 1000 m ü. NN. (b) Standort T2-2 auf 1850 m ü. NN. (c) Standort T2-5 auf 2180 m ü. NN. (d) Standort T2-7 auf 2387 m ü. NN.

### **3. METHODIK**

#### **3.1 LICHTFANG**

Zur Erfassung von Nachtfalterzönosen kann man Falter mit Futterködern (Steiner 1994, Süßenbach & Fiedler 1999) oder mit Pheromonfallen (Meineke 1995) anlocken oder mit einem künstlichen Lichtreiz ihre natürliche Orientierung stören, so dass sie zum Licht hinfliegen (z. B. Hsiao 1973, Baker & Sadovy 1978, Bowden 1982, Muirhead-Thomson 1991, Holloway *et al.* 2001). Bei dieser heutzutage gebräuchlichsten Methode kommen oft verschiedene Typen automatischer Fallen zum Einsatz, wie beispielsweise die Robinson-Falle (Robinson & Robinson 1950) oder die aufwendigere Common-Falle (Common 1986), die durch eine weitere Auffangkammer verhindern soll, dass die größeren Falter in der Falle die kleineren beschädigen (siehe auch Schulze 2000). Eine zweite Möglichkeit ist das Absammeln der angelockten Insekten von Hand. Grundsätzlich kann mit keiner dieser Techniken eine Nachtfalterlebensgemeinschaft komplett erfasst werden. Während die Ködermethoden nur eine Futtergilde anlocken (Süßenbach & Fiedler 1999), werden auch von den verschiedenen Fallen die Insekten unterschiedlich gut angelockt und gefangen (Holloway 1970, Southwood & Henderson 2000). Da gerade die „Kleinschmetterlinge“ in Fallen oft zerstört werden (Schulze 2000), erfolgte in dieser Studie die Aufsammlung von Hand.

Der Lichtfang wurde mit einem Leuchtturm der Firma Weber (Stuttgart) durchgeführt (Abbildung 5). Er besteht aus einem 1,60 m hohen Gazezyylinder (ca. 80 cm im Durchmesser), der oben zum Schutz vor Regen mit einer Plastikplane abgedeckt ist. Gehalten wird er durch eine in den Boden gesteckte Metallstange. Der untere Rand liegt am Boden auf. Die beiden je 15 W starken Leuchtstoffröhren (Schwarzlicht: Silvania Blacklight-Blue F 15 W/BLB-TB und superaktinisch: Philips TLD 15 W 05) werden ebenfalls an der Stange befestigt. Ein 12 V Trockenakku war als Stromquelle ausreichend. Das gesamte System ist leicht und gut verpackbar, so dass ein Einsatz auch in schwierigem Gelände an sehr hoch gelegenen Standorten möglich war.





**Abbildung 5** Im Gelände installierter Leuchtturm. Links am Standort T1-8 auf 2524 m Höhe und rechts am Standort T1-3 auf 2005 m Höhe.

Um die Vergleichbarkeit der Stichproben aus den untersuchten Lebensgemeinschaften an den Standorten zu maximieren, wurde bei der Auswahl der Standorte darauf geachtet, dass sie gleichmäßig über den Transekt verteilt werden, d. h. im engeren Stationsgebiet etwa alle 100 Höhenmeter. Nur an den Standorten „Bombuscaro“ und „Alte Strasse“ war dies nicht möglich. Um eine eindeutige Charakterisierung der Artengemeinschaften zu erreichen, dürfen sich die Einzugsbereiche der Leuchtanlagen an benachbarten Standorten nicht überschneiden. Lagen die Standorte einer Höhenstufe nicht weit voneinander entfernt, wurde daher besonders darauf geachtet, dass man den Leuchtturm des anderen Standortes nicht sehen konnte, um eine gegenseitige Beeinflussung der Fangergebnisse auszuschließen.

In sehr vielen Studien (z. B. Baker & Sadovy 1978, Bowden 1982) konnte bereits gezeigt werden, dass die Entfernung, aus der man als menschlicher Beobachter eine Lichtquelle erkennen kann, und die Entfernung, ab der sie einen Reiz auf ein Insekt ausübt, nicht identisch ist. Selbst bei deutlich stärkeren Lichtquellen (normalerweise 125 oder 250 W) flogen die Falter nur dann ans Licht, wenn sie einen Abstand von 10–30 m unterschritten hatten (Butler & Kondo 1991, Muirhead-Thomson 1991, Schulze & Fiedler in press).

Daher wurde in dieser Studie eine sehr schwache Lichtquelle (2x15 W) verwendet, um den Einfluss „habitatfremder“ Arten auf die Stichproben zu minimieren (hierzu siehe auch Mühlenberg 1999, Schulze *et al.* 2001).

Während der ersten drei Stunden ab der Dämmerung (18:30 Uhr) wurde der Lichtfang standardisiert durchgeführt. In diesem Zeitraum wurden die Falter der Überfamilie Pyraloidea und der Familie Arctiidae quantitativ vom Leuchtturm in Zyankaligläsern abgesammelt. Die Fänge wurden pro halbe Stunde zusammengefasst, um genauere Informationen über die zeitliche Aktivität der Insekten zu erhalten.

Die Aktivität der Nachtfalter wird aber nicht von der Uhrzeit bestimmt, sondern sie wird von verschiedenen abiotischen Faktoren beeinflusst. Diese müssen daher bei der Planung von ökologischen Erhebungen berücksichtigt werden (siehe auch Butler *et al.* 1999 und Intachat *et al.* 2001), weil sonst die Lebensgemeinschaften, die sich in den Fängen widerspiegeln, nicht wirklich vergleichbar sind.

Einer dieser Faktoren ist der Niederschlag. Während Butler *et al.* (1999) in Wäldern der gemäßigten Zone bei erhöhtem Niederschlag geringeren Anflug an das Licht feststellten, sind nach eigenen Beobachtungen in Tropenwäldern die Anflugszahlen bei starkem Regen oft noch größer (siehe auch Schulze 2000, Brehm 2002). Grundsätzlich wurden die Fänge unabhängig vom Wetter durchgeführt. Bei absehbarem starkem Niederschlag wurde allerdings der Fang verschoben, weil zum einen im steilen Stationsgelände die Sicherheit der Sammler wichtiger war und zum anderen mit erheblichen Einbußen in der Materialqualität zu rechnen war, wenn die Nachtfalter völlig nass gefangen worden wären. Die Temperatur ist für die Aktivität von ektothermen Tieren eine einflussreiche Größe (Kurtze 1974, Persson 1976, McGeachie 1989). Sie wurde während der Fänge von 18:30 bis 21:30 Uhr halbstündig mit einem „Casio Alti-Thermo Twin Sensor“ in 1,60 m Höhe (am Dach des Leuchtturmes) gemessen. Da die Standardabweichungen der gemittelten Temperaturen pro Fangabend für jeden Standort nur zwischen 0,57–1,91 °C lagen, kann man von jahreszeitlich sehr homogenen Bedingungen an den einzelnen Standorten ausgehen. Die Temperaturabnahme mit steigender Höhe zwischen den Standorten ist allerdings von großer Bedeutung und wird später diskutiert werden (siehe Kapitel 4.6.1 bzw. 5.5).

Einen großen Einfluss auf die Anlockung der Nachtfalter durch Licht hat das Mondlicht. In hellen Nächten sind die Insekten zwar sehr aktiv (Kurtze 1974), aber die natürliche Lichtquelle Mond schwächt den Reiz, den eine künstliche Lichtquelle auf sie ausübt (siehe auch Persson 1976, McGeachie 1988, Yela & Holyoak 1997). Aus diesem Grund wurde

eine Woche vor bis drei Tage nach Vollmond eine Fangpause eingelegt. Damit war für jede Fangnacht garantiert, dass Mondlicht als Störfaktor für die Stichprobennahme ausgeschlossen war.

Unter Berücksichtigung all dieser Faktoren eignet sich der Lichtfang sehr gut für das Monitoring von Nachtfaltern (Leinonen *et al.* 1998). Durch die Vergleichbarkeit der Stichproben eignen sich Nachtfalter ausgezeichnet als Modellorganismen zur Untersuchung ökologischer Fragen (Thomas & Thomas 1994, Holloway *et al.* 2001).

### **3.2 PROBENNAHME, PRÄPARATION UND DETERMINATION**

Nachdem die Falter in der Nacht in Zyankaligläsern gefangen worden waren, wurden sie am nächsten Tag nach Familien vorsortiert und in Pergamintütchen überführt. Dabei wurden die Flügel nach oben geschlagen, um die spätere Präparation zu erleichtern. Die Tütchen wurden mit Fangdatum, Fangzeit, Standort und Familienkürzel beschriftet. Teile des Materials konnten zum Konservieren eingefroren werden. Der Rest wurde in Boxen mit Silikagel zum Trocknen gelegt. Schimmelbildung wurde durch die Zugabe von Thymol (kristallin) verhindert.

Zum Aufweichen wurden die Tütchen mit den getrockneten Faltern für 2–3 Tage in eine Weichbox gelegt. Bei den eingefrorenen Proben genügte dafür 1 Tag. Die Tütchen lagen dabei auf Styropor, damit sie nicht mit dem Wasser, das mit Thymol gesättigt war, direkt in Kontakt kamen. Die Tiere wären so stark verklebt, dass man sie nicht mehr ohne Schäden hätte präparieren können. Die Falter wurden nun genadelt und nach herkömmlicher Technik auf Spannbrettern gespannt (zur Methodik siehe z. B. Koch 1991, Robinson *et al.* 1994, Parenti 2000). Von einigen, sehr abundanten und sehr charakteristisch gezeichneten Arten der Pyraloidea wurde nur ein Teil gespannt. Die restlichen Individuen wurden genadelt, auf ein Styroporbrett gesteckt und die Vorderflügel mit einer Glaskopfstecknadel so angehoben, dass die Hinterflügel noch sichtbar waren.

Nach einem Tag im Trockenschrank (bei ca. 30–40 °C) und 7 Tagen in der Schublade bei Zimmertemperatur waren die Falter getrocknet und konnten wieder abgespannt werden. Auf jede Nadel wurde das zugehörige Fundortetikett gesteckt. Die Insekten wurden danach zunächst auf Morphospeziesniveau sortiert und jeder Art wurde eine fortlaufende Arbeitsnummer zugewiesen. Alle Individuen bekamen eine eigene Kennung in einer relationalen Datenbank („Access2000“ von Microsoft 1999), so dass Sortierungen und Abfragen möglich wurden.

Die Zuordnung der Zünsler zu Unterfamilien ist bei einigen Arten nur über eine Untersuchung der Genitalapparate möglich (Munroe & Solis 1999, Dr. Wolfgang Speidel pers. Mitt., Dr. Matthias Nuß pers. Mitt.). Zur Herstellung eines solchen Präparates wurde das Abdomen abgebrochen und in 10%iger Kalilauge im kochenden Wasserbad für einige Minuten (je nach Größe) mazeriert. Anschließend wurden die sklerotisierten Teile der Genitalapparate unter dem Stereomikroskop freipräpariert. Nach der Determination wurden die Genitale zur Aufbewahrung in Eppendorfgefäße gesteckt und beschriftet. Die Gefäße waren vorher mit Glycerin gefüllt worden. Darin sind die Präparate geschützt und bleiben im Gegensatz zur Aufbewahrung in Alkohol auch noch flexibel. Ausführliche Beschreibungen der Herstellung von Genitalpräparaten finden sich beispielsweise bei Fernández-Rubio (1986), Koch (1991) oder Parenti (2000).

Die Determination neotropischer Pyraloidea ist mangels übersichtlicher Literatur sehr schwierig. Es wurde eine große Zahl (insgesamt 41) an Einzelbeschreibungen sowie von (oft sehr alten) Katalogen geprüft. Davon waren folgende besonders hilfreich: Amsel (1954a), Amsel (1954b), Munroe (1970a), Alayo & Arteaga (1974), Munroe (1974), Munroe (1970b), Clavijo & Munroe (1996), Piñas Rubio & Manzano Pesántez (1997), Nuß (1999). Ein auch nur annähernd komplettes Bestimmungswerk für die Pyraloidea der Neotropis gibt es nicht. Daher wurden vom Verfasser mehrere Reisen an die Zoologische Staatssammlung in München, das Museum Alexander Koenig in Bonn und das Museum für Naturkunde in Berlin unternommen, um das bestimmte Referenzmaterial dort zu nutzen. Insgesamt ist es gelungen, trotz vieler ungelöster taxonomischer Detailprobleme einen robusten und umfangreichen Datensatz mit hoher taxonomischer Auflösung zu erarbeiten (siehe Kapitel 4.1), der damit für die eigentliche ökologische Analyse erst zugänglich wurde. Die Nomenklatur der Pyraloidea richtet sich nach Munroe *et al.* (1995).

Die Bestimmung der Arctiidae erfolgte nach Hampson (1898), Hampson (1898-1901), Hampson (1900b), Hampson (1900a), Hampson (1901), Seitz (1919-1925), Watson (1980), Watson *et al.* (1980), Piñas Rubio & Manzano Pesántez (1997), Piñas Rubio *et al.* (2000). Die Nomenklatur der Arctiiden richtet sich nach Watson & Goodger (1986), die systematische Großgliederung nach Jacobson & Weller (2002).

### 3.3 MESSUNG DES KRONENSCHLUSSES

Um ein objektives Maß für den Kronenschluss zu bekommen, wurden an jedem Standort fünf Hemisphärenfotos mit einem Fisheye-Objektiv (Nikon SLR 8 mm) und einer Spiegelreflexkamera (Nikon) gemacht. Das erste Foto entstand jeweils direkt an Standort des Leuchtturmes, die vier übrigen in jeweils 15 m Entfernung genau den vier Himmelsrichtungen (Süd, Ost, Nord, West) entsprechend. Mit dem Programm „HemiView“ (Delta-T Devices 1999) wurde für jedes Foto ein Wert für den sichtbaren Himmel (= „visible sky“) berechnet. Aus den fünf Bildern wurde dann jeweils der arithmetische Mittelwert für jeden Standort bestimmt. Aufgrund technischer Probleme an der Kamera sind nur Werte für 19 der 22 Standorte vorhanden (es fehlen Standorte T1-8, T1-9 und T1-11).

### 3.4 STATISTISCHE AUSWERTUNGEN

Grundvoraussetzung für jede statistische Auswertung ist, dass die Stichproben hinreichend umfangreich und repräsentativ für die zugrunde liegenden Artengemeinschaften sind. Während dreier Aufenthalte (April und Mai 1999, Oktober 1999 bis Januar 2000 und September bis Dezember 2000) in Ecuador wurde daher an den Standorten auf den Transekten so oft geleuchtet (siehe Tabelle 3), dass für beide Familien eine ausreichende Zahl an Nachtfaltern gefangen werden konnte. Als „ausreichend“ wurde dabei angesehen, wenn pro Familie mind. 100 Exemplare pro Standort erreicht waren. Dieser Wert wird in der Literatur oft als empirische Grenze für robuste Schätzungen (z. B. des Diversitätsmaßes  $\alpha$  nach Fisher: Hayek & Buzas 1997) angegeben. Durch bis zu neun Fangreplikaten wurde dieser Wert an beinahe allen Standorten erreicht (einzige Ausnahme: T1-10 mit 82 Individuen der Familie Arctiidae).

**Tabelle 3** Anzahl und Daten aller Lichtfänge.

<b>Standorte</b>	<b>Anzahl</b>	<b>Datum der Lichtfänge</b>
	<b>Fänge</b>	
B1	3	05.12.99, 27.10.00, 14.11.00
B2	3	05.12.99, 27.10.00, 14.11.00
S1	2	30.10.00, 22.11.00
S2	2	30.10.00, 22.11.00
T1-1	7	13.04.99, 06.05.99, 23.05.99, 11.10.99, 30.10.99, 30.11.99, 26.12.99
T2-1	7	19.04.99, 07.05.99, 17.05.99, 10.10.99, 30.10.99, 30.11.99, 26.12.99
T1-2	7	11.04.99, 25.04.99, 11.05.99, 11.10.99, 29.10.99, 27.11.99, 28.12.99
T2-2	7	12.04.99, 26.04.99, 16.05.99, 09.10.99, 29.10.99, 27.11.99, 28.12.99
T1-3	9	20.04.99, 11.05.99, 18.05.99, 27.10.99, 08.11.99, 10.12.99, 30.12.99, 23.09.00, 29.09.00
T2-3	9	21.04.99, 03.05.99, 13.05.99, 10.10.99, 27.10.99, 29.11.99, 30.12.99, 20.09.00, 27.09.00
T1-4	9	24.04.99, 10.05.99, 18.05.99, 18.10.99, 06.11.99, 03.12.99, 02.01.00, 24.09.00, 29.09.00
T2-4	9	16.04.99, 03.05.99, 13.05.99, 14.10.99, 28.10.99, 28.11.99, 29.12.99, 22.09.00, 27.09.00
T1-5	7	24.04.99, 07.05.99, 17.05.99, 18.10.99, 06.11.99, 03.12.99, 02.01.00
T2-5	7	14.04.99, 05.05.99, 12.05.99, 14.10.99, 28.10.99, 28.11.99, 29.12.99
T1-6	7	25.04.99, 09.05.99, 21.05.99, 20.10.99, 07.11.99, 08.12.99, 03.01.00
T2-6	7	17.04.99, 05.05.99, 12.05.99, 15.10.99, 02.11.99, 26.11.99, 01.01.00
T1-7	7	26.04.99, 09.05.99, 21.05.99, 20.10.99, 07.11.99, 08.12.99, 03.01.00
T2-7	7	21.04.99, 06.05.99, 10.05.99, 15.10.99, 02.11.99, 26.11.99, 01.01.00
T1-8	4	16.12.99, 18.10.00, 25.10.00, 16.11.00
T1-9	4	16.12.99, 18.10.00, 25.10.00, 16.11.00
T1-10	3	21.10.00, 23.10.00, 20.11.00
T1-11	3	21.10.00, 23.10.00, 20.11.00

Im Folgenden sollen einige statistische Auswerteverfahren zur Biodiversitätsforschung näher erläutert werden. Gängige statistische Testverfahren werden nicht ausführlich beschrieben. Soweit nicht anders erwähnt, wurden alle Berechnungen mit Statistica 5.5 A (StatSoft 2000) oder Winstat 3.1 (Kalmia 1996) durchgeführt.



### 3.4.1 ALPHA-DIVERSITÄT UND ZUSAMMENSETZUNG DER GEMEINSCHAFTEN

Die Alpha-Diversität (*within habitat diversity*) beschreibt die Vielfalt und Häufigkeitsverteilung von Arten einer Taxozönose oder einer Gilde innerhalb eines Habitats. Gemessene Artenzahlen sind dabei bis zum Erreichen der Sättigung einer Artenakkumulationskurve immer von der Anzahl der Individuen, die in dem Habitat nachgewiesen wurden, abhängig. Besonders bei mobilen Organismen und insbesondere in den Tropen ist eine vollständige Erfassung aller Arten von Zönosen mobiler Organismen praktisch unmöglich. In den Tropen ist es auch nicht ungewöhnlich, dass selbst bei großen Aufsammlungen der Anteil der sog. „*singletons*“ bei über 50 % liegt (Lande 1996, Novotný & Basset 2000). Daher sind reine Artenzahlen für ökologische Untersuchungen oft mit einem zu großen Fehler behaftet, da der Einfluss des Erfassungserfolges und der Stichprobenumfänge zu groß ist. Deswegen wurden Verfahren entwickelt, die aus dem Zusammenhang zwischen Artenzahlen und ihren Häufigkeitsverteilungen eine Berechnung von Kenngrößen zur Einschätzung der Alpha-Diversität einzelner Probeflächen erlauben. Aus der großen Zahl möglicher Diversitätsmaße (Krebs 1999, Mawdsley 1996, Southwood & Henderson 2000) wurden hier zwei Verfahren herausgegriffen. Fishers Alpha und die sogenannte Hurlbert-Rarefaction haben sich bewährt und finden bereits in vielen Studien an Taxozönosen speziell von Nachtfaltern Anwendung, so dass auch Vergleichsdaten aus anderen Regionen der Welt zur Verfügung stehen (Übersicht in Süßenbach & Fiedler 1999). Kritische Betrachtungen anderer Diversitätsmaße finden sich beispielsweise bei Hurlbert (1971), Kempton & Taylor (1974), Magurran (1988), Krebs (1999), Hayek & Buzas (1997) und Southwood & Henderson (2000).

#### Fishers Alpha

Dieser Index gehört zu den sog. „Parametrischen Diversitätsindizes“. Sie basieren darauf, dass sich die Abundanzverteilung von Arten an einem Standort mehr oder weniger gut mit einer statistischen Verteilungsfunktion approximieren lässt. Fishers Alpha basiert auf der „logarithmischen Reihe“ (Fisher *et al.* 1943). Neuere Arbeiten (Engen & Lande 1996a, Engen & Lande 1996b) legen nahe, dass das weitverbreitete Auftreten von logserieartigen Mustern mit realistischen Annahmen über Zufallsstichproben aus sehr großen Gemeinschaften kompatibel ist, deren Abundanzmuster mehr oder weniger lognormal verteilt sind. Daher wurde hier auf eine zusätzliche Berechnung einer „lognormal Verteilung“ verzichtet (hierzu siehe Hayek & Buzas 1997). Fishers Alpha wird hauptsächlich von der Artenzahl beeinflusst, ist aber dennoch relativ unabhängig von der

Stichprobengröße. Wichtig dabei ist, dass dieser Index eine relativ hohe Toleranz gegenüber Abweichungen der tatsächlichen Abundanzverhältnisse von der zugrundegelegten theoretischen Häufigkeitsverteilung aufweist. Die Güte der Anpassung zwischen dem Modell der Logserie und den empirischen Daten wurde mit einem Programm getestet, das von Henderson & Seaby (1998) entwickelt wurde. Es vergleicht die erwarteten mit den beobachteten Abundanzverhältnisse mit Hilfe einer  $\chi^2$  Statistik. Unter den Pyraloidea zeigten die Verteilungen an sieben von 22 Standorten eine signifikante Abweichung von der theoretisch erwarteten Verteilung. Bei den Arctiidae waren es nur zwei Standorte (siehe Tabelle 4).

**Tabelle 4** Übersicht über die Standorte die eine signifikante Abweichung von der theoretisch erwarteten Logserien-Verteilung aufweisen.

<b>Pyraloidea</b>	<b>T1-4</b>	<b>T1-6</b>	<b>T1-7</b>	<b>T2-2</b>	<b>T2-4</b>	<b>T2-7</b>	<b>S1</b>
$\chi^2$ -Statistik	$\chi^2_{3df}=13,0$ p < 0,01	$\chi^2_{4df}=10,9$ p < 0,05	$\chi^2_{5df}=15,3$ p < 0,05	$\chi^2_{3df}=9,6$ p < 0,05	$\chi^2_{3df}=12,2$ p < 0,01	$\chi^2_{5df}=18,7$ p < 0,005	$\chi^2_{4df}=17,1$ p < 0,005
<b>Arctiidae</b>	<b>T1-3</b>	<b>T2-6</b>					
$\chi^2$ -Statistik	$\chi^2_{4df}=18,1$ p < 0,005	$\chi^2_{2df}=7,8$ p < 0,05					

Der Grund für diese Abweichung liegt vermutlich an der Zahl der „seltenen“ Arten, die nur mit einem Exemplar nachgewiesen wurden. An den Standorten der Pyraloidea machen diese „singletons“ 45,2 % bis 65,4 % aus, bei den Arctiidae am Standort T1-3 56,8 % und am Standort T2-6 sogar 70,4 %.

Die Logserie gilt allerdings als robust gegenüber Abweichungen bei sehr häufigen und bei sehr seltenen Arten, wie man sie besonders von Taxozönosen aus den Tropen kennt (vgl. Kempton & Taylor 1974, Hayek & Buzas 1997). Deshalb wurde trotz der teils beobachteten Abweichung vom Modell Fishers Alpha als ein Diversitätsparameter genutzt, zumal damit auch Vergleiche mit anderen Studien eröffnet werden.

Fishers Alpha ( $\alpha$ ) steht mit der Artenzahl (S) und der Individuenzahl (N) in folgendem Zusammenhang:

$$S = \alpha \log_e \left(1 + \frac{N}{\alpha}\right)$$

Die Varianz von  $\alpha$  wird nach Fisher *et al.* (1943) berechnet als:

$$\text{var } \alpha = \alpha^3 \frac{(N + \alpha)^2 \log_e \left(\frac{2N + \alpha}{N + \alpha}\right) - N\alpha}{(SN + S\alpha - N\alpha)^2}$$

Konfidenzintervalle für  $\alpha$  berechnen sich nach:

$$VB_{\alpha} = \alpha \pm t_{95\%} \sqrt{\text{var } \alpha}$$

Die Werte für  $\alpha$  und den x-Parameter wurden mit dem Computerprogramm „logserie“ (Kenney & Krebs 2000) berechnet. Die Varianz wurde direkt nach Fisher *et al.* (1943) berechnet und nicht nach der häufig verwendeten Formel von Anscombe, weil die erstgenannte bei großen Stichproben bessere Ergebnisse erzielt (Hayek & Buzas 1997). Dabei wurde  $t_{95\%}$  mit 1,96 nach der  $t$ -Verteilung für eine große Anzahl an Freiheitsgraden approximiert (Sachs 1992).

Um Fishers Alpha zwischen zwei Proben zu vergleichen, wurde ein Permutationstest (mit 10.000 zufälligen Vertauschungen) nach Solow (1993) verwendet. Die Berechnungen wurde mit dem Programm „Species Diversity and Richness“ (Henderson & Seaby 1998) durchgeführt.

Es gibt immer mehr Kritiker, die behaupten, dass Fishers Alpha zumindest in hochdiversen Zönosen stark von der Probengröße und Erfassungsintensität abhängen kann (Robinson & Tuck 1996, Robinson 1998, Intachat & Holloway 2000, Holloway 2001, Schulze & Fiedler in press). Deswegen wurde hier, um die Befunde mit einer unabhängigen Methode zu validieren, auch folgende Rarefaction-Methode eingesetzt.

### **Rarefaction**

Probengrößen, hier Individuenzahlen in den Stichproben, schwanken zwischen den Standorten beträchtlich. Mittels Rarefaction-Methoden werden solche Proben auf eine kleinste gemeinsame Individuenzahl (Hurlbert 1971, Coleman 1982) oder einen kleinsten gemeinsamen Erfassungsaufwand (Shinozaki 1963) „herunterverdünnt“. So können sie verglichen werden. Da in dieser Arbeit quantitative Daten über die Häufigkeiten aller Arten vorliegen, wurde auf die Verwendung der Methode nach Shinozaki verzichtet und der „Hurlbert-Rarefaction-Methode“ den Vorzug gegeben. Die Coleman-Funktion

(Coleman 1982), die ebenfalls die Abundanzen berücksichtigt, kommt im allgemeinen zu identischen Ergebnissen (vgl. Colwell 2000) und wurde daher hier nicht zusätzlich eingesetzt.

Bei der Rarefaction-Methode nach Hurlbert (1971) wird berechnet, wie sich in einer bekannten Arten-Abundanz-Beziehung die Anzahl der in den Proben auftretenden Arten in Abhängigkeit von der Anzahl der gefangenen Individuen verändert. Vorausgesetzt wird hierbei eine zeitliche und räumliche Zufallsverteilung der Individuen. Die Funktion erlaubt jetzt, die Individuenzahl von verschiedenen Standorten auf eine größte gemeinsame Individuenzahl herunterzuverdünnen und somit zu vergleichen.

Es wurde bei der Probennahme darauf geachtet, dass alle Fänge exakt mit derselben Methode durchgeführt und nur dieselben Taxa miteinander verglichen wurden. Beides sind Voraussetzungen für die Verwendung einer Rarefaction-Methode.

Zur Berechnung der Hurlbert-Kurven wurde das Computerprogramm „rarefact“ (Kenney & Krebs 2000) verwendet.

Die zugrundliegende Formel nach Hurlbert (1971) lautet:

$$E(S_n) = \sum_{i=1}^S \left[ 1 - \frac{\left( \frac{N - N_i}{n} \right)}{\left( \frac{N}{n} \right)} \right]$$

wobei

$E(S_n)$  = erwartete Artenzahl bei Individuenzahl  $n$

$n$  = Individuenzahl

$N$  = Gesamtindividuenzahl

$N_i$  = tatsächlich festgestellte Individuenzahl von Art  $i$

$N_j$  = tatsächlich festgestellte Individuenzahl von Art  $j$

Die Berechnung der Varianz erfolgt nach Heck *et al.* (1975):

$$\text{var}(S_n) = \left[ \sum_{i=1}^S \left( \frac{N - N_i}{n} \right) \left( 1 - \frac{\left( \frac{N - N_i}{n} \right)}{\left( \frac{N}{n} \right)} \right) + 2 \sum_{i=1}^{S-1} \sum_{j=i+1}^S \left( \frac{N - N_i - N_j}{n} \right) - \frac{\left( \frac{N - N_i}{n} \right) \left( \frac{N - N_j}{n} \right)}{\left( \frac{N}{n} \right)} \right]$$

Berechnung der 95%igen Konfidenzintervalle nach Simberloff (1978):

$$VB_{E(S_n)} = E(S_n) \pm t_{95\%} \sqrt{\text{var } E(S_n)}$$

Wobei  $t_{95\%}$  wieder (siehe oben) nach der  $t$ -Verteilung mit dem Wert 1,96 approximiert wird.

Zu beachten ist bei den Vergleichen von einzelnen  $E(S_n)$ -Werten, dass diese zu einer falschen Einschätzung der Diversitätsverhältnisse führen können, wenn sich die „geglätteten“ Artenakkumulationskurven überschneiden. Es bleibt also stets zu prüfen, ob die Kurven ungefähr den gleichen Verlauf haben (Simberloff 1978).

Die Berechnung von Konfidenzintervallen für die Kurven erlaubt zusätzlich die Überprüfung, ob sich die erwarteten Artenzahlen an den einzelnen Standorten signifikant voneinander unterscheiden.

### Abschätzung des tatsächlichen Artenreichtums

Während Diversitäts-Indizes wie Fishers Alpha oder auch die Rarefaction-Methode mathematisch exakte, aber dennoch eher abstrakte Ergebnisse liefern, ist es zusätzlich interessant, etwas über die absoluten Artenzahlen eines Gebietes zu erfahren. Dazu sind eine Reihe von Methoden entwickelt worden, die es ermöglichen, auf eine zu erwartende Artenzahl an einem Probenstandort zu extrapolieren (Übersicht siehe Colwell & Coddington 1994). Da es bei artenreichen tropischen Arthropodengemeinschaften nahezu immer unmöglich ist, das Artenspektrum vollständig zu erfassen, erlaubt eine Hochrechnung einen aussagekräftigeren Vergleich des Artenreichtums verschiedener Standorte als mit Hilfe der Rarefaction-Methode gewonnene Werte. Man kann so einschätzen, wie gut die Artengemeinschaft eines Standortes erfasst worden ist.

Die Extrapolationen wurden mit Hilfe des Computerprogramms „EstimateS Version 6.0b1“ durchgeführt (Colwell 2000). Die hier verwendeten Extrapolationsverfahren wurden inzwischen in einer Reihe von Studien genutzt und diskutiert (Soberón & Llorente 1993, Beck 1998, Süßenbach & Fiedler 1999, Schulze 2000). Für die Berechnung wurde die Programmoption gewählt, die Reihenfolge der Fangnächte 50mal zufällig zu

vertauschen, und daraus wurde eine mittlere Artenakkumulation für die zunehmende Anzahl an Fangnächten errechnet.

Zum Einsatz kamen vier Extrapolationsverfahren – MMMeans, ACE, Chao1 und Chao2 (Übersicht bei Colwell & Coddington 1994). MMMeans basiert auf einer Anpassung einer hyperbolischen Funktion (Michaelis-Menten-Gleichung) an die Arten-Akkumulations-Kurve. Bei ACE (=Abundance-based Coverage Estimator) wird aus der Abundanz der seltenen Arten (< 10 Individuen) auf die Anzahl noch nicht entdeckter Arten geschlossen. Die beiden Chao-Schätzverfahren basieren auf den Arten, die entweder nur mit einem bzw. zwei Individuen vorkamen (Chao1) oder nur in ein oder zwei Fangnächten (Chao2) nachgewiesen wurden. Übersicht und Formeln finden sich bei Beck (1998) und Colwell (2000).

Es wurden vier Extrapolationsverfahren berechnet und verglichen, da dadurch, bei ähnlichen Ergebnissen, die Aussagekraft der Hochrechnungen unterstrichen wird.

### **Dominanz und Nischenbreite**

Zur Untersuchung der **Dominanzstruktur** der Lebensgemeinschaften kam der **Berger-Parker-Index** zur Anwendung (Mühlenberg 1993, Southwood & Henderson 2000). Der Index gibt den Anteil der häufigsten Art an der Gesamtstichprobe eines Standortes an und wird wie folgt berechnet:

$$d = \frac{N_{\max}}{N_T}$$

$N_{\max}$  = Individuenzahl der häufigsten Art

$N_T$  = Gesamtindividuenzahl

Zur Feststellung der **Nischenbreite** bezüglich der Höhenverbreitung von einzelnen Arten im Höhengradienten kam die standardisierte Nischenbreite nach Levins (1968) zum Einsatz. Die Formel unterscheidet sich von anderen möglichen Verfahren (beispielsweise nach Shannon-Wiener oder Smith) darin, dass sie keine Schwankungen in der Häufigkeit der Ressourcen mit berücksichtigt. Da über die Ressourcennutzung der meisten Arten fast nichts bekannt ist und hier lediglich Höhenstufen als Surrogate für Ressourcenklassen dienten, ist diese Annahme zulässig.

Der Index wurde nach folgender Formel mit dem Computerprogramm „niche“ (Kenney & Krebs 2000) berechnet:

$$B = \frac{Y^2}{\sum N_j^2} \qquad B_A = \frac{B-1}{n-1}$$

$B$  = Nischenbreite nach Levins

$B_A$  = standardisierte Nischenbreite nach Levins

$N_j$  = Zahl der Individuen, die an dem Standort  $j$  gefangen wurden

$Y = \sum N_j$  = Gesamtzahl der gefangenen Individuen

$n$  = Zahl der beprobten Standorte

Die Berechnungen wurden mit allen Arten durchgeführt, die mit 50 oder mehr Individuen in den Fängen aufgetreten sind.

### 3.4.2 BETA-DIVERSITÄT UND ORDINATION DER STICHPROBEN

Die Beta-Diversität beschreibt die Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit zwischen den Artengemeinschaften zweier Habitate (*between-habitat diversity*). Zur Quantifizierung der Beta-Diversität gibt es eine große Zahl von Indizes (Lamont & Grant 1979 zählen über 60, siehe auch Wolda 1981, Mühlenberg 1993, Legendre & Legendre 1998), die sich in zwei Hauptgruppen unterscheiden lassen. Die eine berücksichtigt rein qualitativ die An- und/oder Abwesenheit von Arten, während die anderen auch die Abundanzen jeder Art in die Berechnungen mit einbezieht.

Aus beiden Klassen wurden insgesamt drei interessante Indizes ausgewählt und auf ihre Eignung überprüft: der Sørensen-Index – der bekannteste binäre Index – und zwei quantitative Indizes, der Morisita-Index und der NESS-Index.

Der **Sørensen-Index** (Sørensen 1948) gibt den Anteil der Arten an, die an zwei Standorten gemeinsam vorkommen und wird von Wolda (1981) auf der Grundlage umfassender Simulationsstudien als der beste binäre Index angesehen.

Die Berechnung erfolgt nach der Formel:

$$QS = \frac{A}{S_1 + S_2}$$

$A$  = Anzahl gemeinsamer Arten aus zwei Proben

$S_1$  = Anzahl der Arten in Probe 1

$S_2$  = Anzahl der Arten in Probe 2

Der **Morisita-Index** (Morisita 1959) bezieht zusätzlich zu den nachgewiesenen Artenspektren die Abundanzstrukturen der zu vergleichenden Taxozönosen mit ein. Aufgrund seiner guten Unterscheidungsfähigkeit und wegen seines relativ hohen Maßes an Unabhängigkeit von der Stichprobengröße – gemeint ist die Individuenzahl – wurde er z. B. von Wolda (1981) oder Robinson & Tuck (1996) empfohlen.

Die Berechnung erfolgt nach der Formel:

$$C_{\lambda} = \frac{2 \sum n_{1i} n_{2i}}{(\lambda_1 + \lambda_2) N_1 N_2}$$

$$\lambda_j = \frac{\sum n_{ji} (n_{ji} - 1)}{N_j (N_j - 1)} = \frac{1}{D_j}$$

$N_1$  = Anzahl Individuen in Probe 1

$N_2$  = Anzahl Individuen in Probe 2

$n_{1i}$  = Anzahl Individuen der Art i in Probe 1

$n_{2i}$  = Anzahl Individuen der Art i in Probe 2

$\lambda_j$  = Kehrwert des Simpson-Diversitätsindex  $D_j$  für die Fläche j

Den **NESS-Index** (NESS = normalized expected species shared, Grassle & Smith 1976) unterscheidet sich vom Morisita-Index dadurch, dass er die seltenen Arten, die gerade in tropischen Artengemeinschaften charakteristisch sind, stärker berücksichtigt. Im Morisita-Index haben diese für sehr kleine  $n_{ji}$  einen sehr geringen Beitrag zum Indexwert  $C_{\lambda}$  (siehe Formel). Außerdem wird der NESS-Index kaum von Abundanzschwankungen der wenigen sehr häufigen Arten beeinflusst (Süßenbach *et al.* 2001a). Der NESS-Index gibt standardisierte Abschätzungen der Anzahl gemeinsamer Arten zweier Proben bei einer Probengröße  $m$ . Für  $m = 1$  entspricht der NESS-Index dem Morisita-Index (Kobayashi 1987), während mit wachsendem  $m$  der Beitrag der „seltenen“ Arten zunimmt. Die Formel findet sich in der Arbeit von Grassle & Smith (1976). Bereits Wolda (1983) empfahl den NESS-Index als trennschärfstes Ähnlichkeitsmaß, zumal für tropische, unvollständig erfasste Gemeinschaften. In jüngster Zeit wurde der NESS-Index z. B. von Willott (1999), Beck *et al.* (2002), Schulze & Fiedler (in press) und Brehm (2002) zur Analyse tropischer Nachtfaltergemeinschaften eingesetzt. Brehm (2002) zeigte, dass für nachfolgende Ordinationsanalysen NESS-Werte für maximal mögliche Werte des Parameters  $m$  optimal sind.



Aufgrund dieser Vorkenntnisse wird in dieser Arbeit für die sehr artenreichen Taxa der NESS-Index mit maximal möglichen  $m$ -Parameter verwendet. Die Ergebnisse des Morisita-Index finden sich zum Vergleich im Anhang. Zur Untersuchung der Beta-Diversität von Bäumen und Windern und Lianen wurde der Sørensen-Index verwendet, weil keine individuengenaue quantitativen Analysen vorlagen. Alle Indizes wurden mit einem von Meßner (1996) entwickelten Computerprogramm („biodiv97“) berechnet.

### Ordinationsverfahren

Ein wichtiges Ziel der vorliegenden Arbeit war es, aus den Arten-Abundanz-Beziehungen der Nachfalter an den 22 Standorten im Höhengradienten auf generelle Muster rückzuschließen, die der Zusammensetzung der Gemeinschaften zugrundeliegen. Hierfür sind Ordinationsverfahren geeignet, die die komplexen, hochdimensionalen Stichproben in überschaubaren (idealerweise zweidimensionalen) Parameterräumen abbilden.

Es gibt viele Verfahren zur Ordination von Arten-Abundanz-Daten, wie z. B. die Clusteranalyse, Korrespondenzanalyse oder Kanonische Korrespondenzanalyse. Eine weniger häufig genutzte Möglichkeit ist die **Multidimensionale Skalierung** (MDS) (siehe Kenkel & Orlóci 1986, Minchin 1987, Clarke 1993). Sie bietet Vorteile, die im Folgenden näher erläutert werden:

Das Verfahren kann mit jedem verfügbaren Ähnlichkeitsmaß angewendet werden; dies erlaubt hier den Einsatz des NESS-Index, der ja besonders geeignet für Untersuchungen von Artengemeinschaften ist, die sehr viele seltene Arten aufweisen (Süßenbach *et al.* 2001b, Beck *et al.* 2002, Brehm 2002, Schulze & Fiedler in press). Außerdem ist die MDS unabhängig von der Grundannahme, dass die Daten normalverteilt sein müssen und/oder die Distanzen zwischen Stichproben mittels Euklidischer Distanzen (wie bei einer Hauptkomponentenanalyse PCA) bzw.  $\chi^2$ -Distanzen (wie bei der Korrespondenzanalyse CA) gemessen werden können. Deshalb sind weitere Transformationen der Daten oder auch das Streichen „seltener“ Arten (die bei tropischen Artengemeinschaften oft einen Großteil ausmachen: Novotný & Basset 2000) nicht nötig. Aus diesen Gründen bietet sich die MDS als eine robuste Alternative zur Ordination unvollständiger Stichproben aus sehr artenreichen Gemeinschaften mit vielen „seltenen“ Arten gegenüber der PCA, CA oder auch einer DCA („*Detrended Correspondence Analysis*“) an (für Details oder Referenzen siehe Minchin 1987, Clarke 1993 oder Brehm 2002). Die Kanonische Korrespondenzanalyse (Palmer 1993) wird seit gut zehn Jahren vor allem in der Vegetationskunde als vielfach „bestes“ Ordinationsverfahren angesehen. Sie ist besonders

zur Untersuchung bereits bei der Planung einer Studie formulierbarer Hypothesen geeignet, bei denen zusätzlich die Probenpositionspunkte einer linearen multiplen Regression mit gemessenen Umweltparametern unterzogen werden. Dies ist (siehe ter Braak 1995 und Økland 1996) nur sinnvoll, wenn äußere Faktoren, die ein bereits bekanntes lineares (oder linearisierbares) Muster dominieren, auf ihre Wirkung hin untersucht werden sollen. Im vorliegenden Falle galt es aber erst einmal die Muster aufzudecken, die evtl. vorhanden sind, und die Linearitätsannahme konnte dabei auch nicht einfach vorausgesetzt werden. Clusteranalysen bieten zwar auch die Möglichkeit, Ähnlichkeitsmatrizen (also z. B. NESS-Daten) zu verwenden, und gruppieren die Daten oft auch entsprechend gut, aber die MDS bietet den weiteren Vorteil, dass man a posteriori Zusammenhänge statistisch testen kann, um z. B. die ökologische Bedeutung der verschiedenen extrahierten Dimensionen mit Hilfe von Regressionsanalysen zu untersuchen (Süßenbach *et al.* 2001b).

Die MDS ist ein iteratives auf der Rangordnung der paarweisen Ähnlichkeiten beruhendes Ordinationsverfahren. Als Maß für die Anpassungsgüte der iterierten Endkonfiguration an die ursprüngliche Ähnlichkeitsmatrixmatrix gilt der nichtnormierte Stress-Wert  $\Phi$ . Die Berechnung einer zweidimensionalen MDS-Statistik wurde als ausreichend angesehen, weil die Stress-Werte aller Ordinationen zwischen 0,000004–0,14 lagen. Nach Clarke (1993) liefern Skalierungen mit einem  $\Phi < 0,2$  eine brauchbare Passung, für  $\Phi < 0,1$  eine gute Ordination und für  $\Phi < 0,05$  ein exzellentes Ergebnis. Auch die visuelle Überprüfung durch Shepard-Diagramme ergab stets eine hinreichend gute Passung der Daten für zweidimensionale Lösungen (Grafiken nicht gezeigt).

Als Eingangsdaten wurden hier die Werte 1 minus Beta-Diversitätsindex (Sørensen-, Morisita- bzw. NESS-Index), also der Grad der Unähnlichkeit zwischen den Artengemeinschaften zweier Standorte, verwendet (Southwood & Henderson 2000), weil er besonders anschaulich und daher vergleichsweise einfach zu interpretieren ist.

### 3.4.3 WEITERE MULTIVARIATE VERFAHREN

Die Frage, ob zwischen den Ähnlichkeitsmatrizen zweier verschiedener Falterfamilien ein Zusammenhang besteht, ob sie etwas mit geographischen Distanzmatrizen oder mit Distanzmatrizen zur Vegetationsstruktur gemeinsam haben, lässt sich mit Hilfe des **Matrixkorrelationstests** nach Mantel (1967) feststellen. Dieser erlaubt Vergleiche von abhängigen Datensätzen (wie Ähnlichkeitsdaten). Berechnet wurden die Manteltests mit einem Programm von Cavalcanti (2001). Die Signifikanz von  $r$  (= Äquivalent zu Pearsons

Korrelationskoeffizienten) wurde durch einen modifizierten  $t$ -Test geprüft. Hierbei sei  $Z_{ran}$  der Korrelationskoeffizient ( $r$ ) von 10.000 Zufallspermutationen und  $Z_{obs}$  sei  $r$  aus den empirischen Matrizen. Folglich gibt der  $p$ -Wert bei  $Z_{obs} > 0$  die Wahrscheinlichkeit an, dass  $Z_{ran} > Z_{obs}$  ist und bei  $Z_{obs} < 0$  die Wahrscheinlichkeit, dass  $Z_{ran} < Z_{obs}$  ist.

Die zwei wichtigsten Anwendungen der **Hauptkomponentenanalyse** („*Principal Component Analysis*“ PCA: Hotelling 1933) sind (1) die Reduktion der Anzahl von Variablen und (2) die Aufdeckung von Strukturen in Beziehungen der Variablen zueinander in hochdimensionalen Datensätzen. Sie stammt ursprünglich aus den Sozialwissenschaften, wird aber seit langem in den Naturwissenschaften angewandt und diskutiert (siehe Minchin 1987, Kato *et al.* 1995, Thalib *et al.* 1999, Kitching *et al.* 2000, Legendre & Gallagher 2001). In der vorliegenden Arbeit bestand das Problem, dass die Vegetationsstruktur des Bergwaldes von Paulsch (2002) anhand einer Fülle von Waldstrukturmerkmalen (151 Parameter) aufgenommen worden war. Angesichts dieser Variablenzahl sowie der zu erwartenden Interkorrelationen zwischen vielen dieser Parameter wäre es nahezu aussichtslos, durch Berechnung einzelner Korrelationskoeffizienten auf Zusammenhänge mit der Nachtfalterdiversität schließen zu können. Wählt man andererseits nur wenige Variablen „gezielt“ aus, besteht das Risiko einer Beeinflussung der Ergebnisse durch subjektive Erwartung. Die Hauptkomponentenanalyse erlaubt nun, diese vielen Variablen, deren Abhängigkeiten untereinander zunächst nicht bekannt sind, auf einige wenige Hauptfaktoren zu reduzieren, um diese dann weiter statistisch zu bearbeiten. Diese Hauptfaktoren sollen als „Ersatzvariablen“ möglichst wenig vom ursprünglichen Informationsgehalt einbüßen, erfüllen aber zugleich das Kriterium gegenseitiger statistischer Unabhängigkeit. Sie setzen sich als Linearkombinationen aus den Ausgangsvariablen zusammen und stellen so abstrakte mathematische Größen dar. Im Nachhinein können Einflüsse der Hauptkomponentenanalyse ökologisch interpretiert werden, da ihre Korrelationsbeziehungen zu den Ausgangsvariablen bekannt sind. Für weitergehende Betrachtungen zu Hauptkomponentenanalyse siehe Legendre & Legendre (1998) oder StatSoft (2000).

Die Optimierung der extrahierten Hauptfaktoren erfolgt über eine varianzmaximierende Drehung des neuen Variablenraumes. In dieser Studie wurde hierfür die Programmoption „Varimax standard“ gewählt. Bei einer PCA werden die  $n$  Ausgangsvariablen in  $n$  neue Variablen transformiert, wobei diese neuen „Hauptkomponenten“ sukzessive immer

weniger der in den Originaldaten enthaltenen Varianz erklären. Damit einher geht die Abnahme der Eigenwerte der Hauptkomponenten. Ein wichtiger Schritt bei der Verwendung der PCA zur Variablenreduktion ist nun die Entscheidung, wie viele Hauptkomponenten sinnvoll zu extrahieren sind. Dies ist gleichbedeutend mit der Entscheidung, wie viel „Restvarianz“ aus dem Originaldatensatz verworfen wird, die von den  $k$  akzeptierten Hauptfaktoren nicht erklärt wird. Hierfür gibt es keine eindeutige, unanfechtbare Lösung. Zwei Möglichkeiten der Entscheidungsfindung sind das Kaiser-Kriterium (Kaiser 1960) oder der Scree-Test (Cattell 1966). In dieser Arbeit wurde dem Scree-Test der Vorzug gegeben, da mit dem Kaiser-Kriterium (alle Faktoren, deren Eigenwert  $>1$  ist) zu viele Faktoren (10) ausgewählt wurden. 10 Faktoren wären zuviel gewesen, weil sonst weiterführende multiple Regressionsmodelle nicht durchführbar gewesen wären. Beim Scree-Test werden die Eigenwerte gegen die Rangzahl der Dimensionen aufgetragen, und es wird visuell/graphisch die Stelle gesucht, an der das gleichmäßige Abnehmen der Eigenwerte „abknickt“ (= eine plötzliche Abnahme der Steigung). Der Datensatz wurde für die Analysen so auf 4 Faktoren reduziert, die zusammen 63,5 % der Varianz der Originaldaten erfassen.

Die Frage, ob die Waldstruktur oder/und abiotische Faktoren einen Einfluss auf die sich ändernde Falterdiversität haben, wurde mit Hilfe von **multiplen linearen Regressionsmodellen** analysiert. In diese Modelle gingen als Prädiktorvariablen die Hauptkomponenten ein, die sich aus den Vegetationsstrukturdaten extrahierten, ferner als weitere Parameter, die Temperatur während der Fangzeit und der Kronenschluss an den Lichtfangstandorten. Als Zielvariablen dienten aus den Stichproben erhaltene Maße für die Alpha- und Beta-Diversität der Falter. Dabei wurde das Modell der „schrittweisen Regression vorwärts“ verwendet, in dem die unabhängigen Variablen in jedem Schritt einzeln in das Modell aufgenommen werden, bis das beste Regressionsmodell erreicht ist. Der Schwellenwert für die Aufnahme einer Variable in das Modell lag bei  $F = 1,0$ . Um evtl. vorhandene Autokorrelationen auszuschließen, wurde das Verfahren der „Ridge-Regression“ genutzt. Die Ridge-Regression verkleinert die Korrelationskoeffizienten (hier mit der Einstellung:  $\lambda = 0,1$ ) künstlich, so dass stabilere Schätzungen für die Regressionskoeffizienten im Falle von Multikollinearität berechnet werden können. Details zu diesem Verfahren siehe unter Legendre & Legendre (1998) oder StatSoft (2000).

## 4. ERGEBNISSE

### 4.1 ARTENREICHTUM UND GEMEINSCHAFTSSTRUKTUR DER PYRALOIDEA UND ARCTIIDAE

Die Probennahme auf dem Transekt von über 1600 m Höhendifferenz ergab an allen 22 Standorten eine ausreichend große Zahl an Nachtfalterindividuen, um aussagekräftige Berechnungen durchführen zu können.

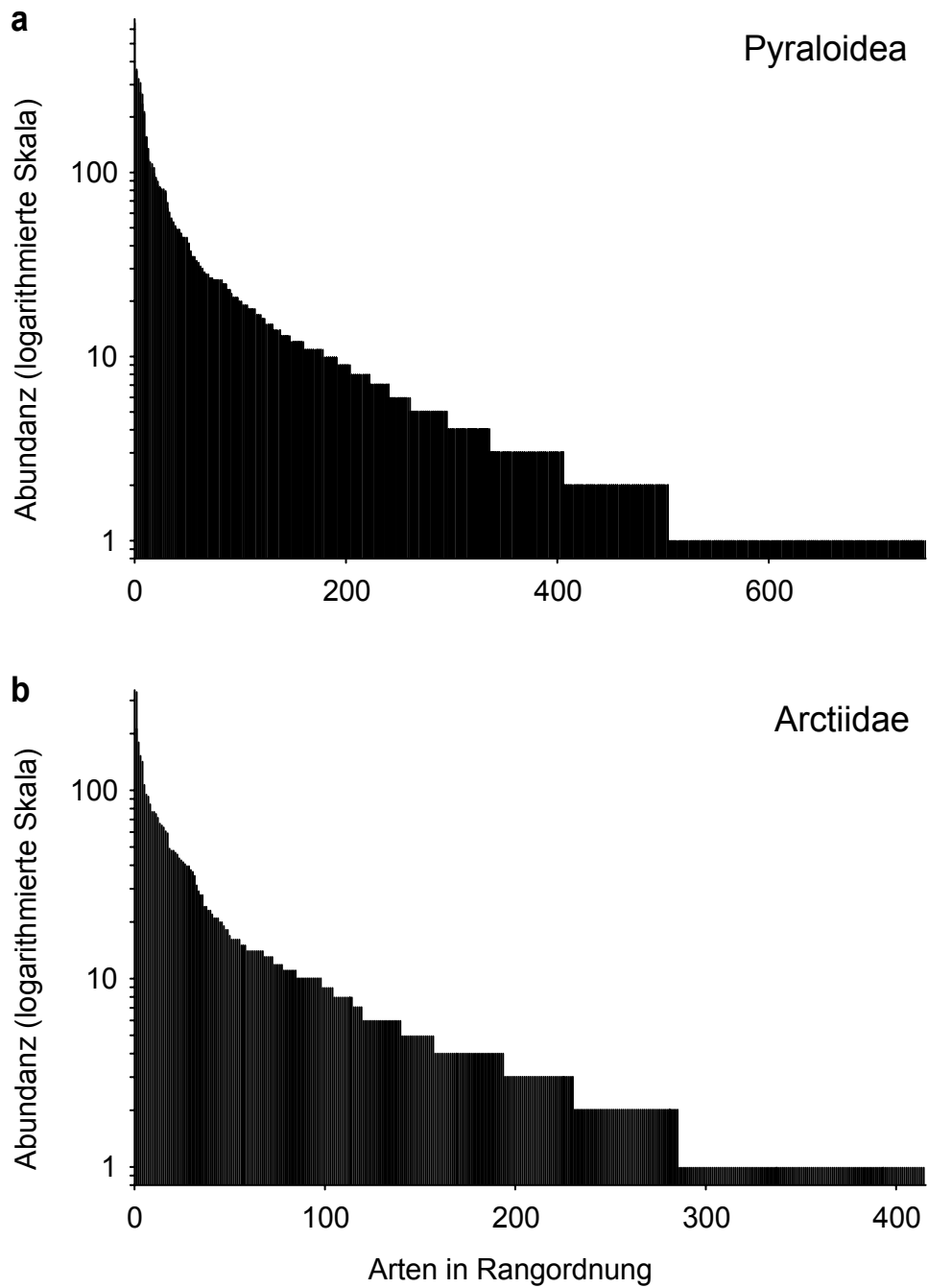
**Tabelle 5** Umfang und taxonomischer Bearbeitungsstand der Lichtfangproben an allen 22 Standorten im Höhengradienten.

	<b>Pyraloidea</b>	<b>Arctiidae</b>	<b>Gesamt</b>
<b>Individuen</b>	10.344	4.491	14.835
<b>Morphospezies</b>	748	415	1.163
<b>davon: artgenau bestimmt</b>	77 (10,3 %)	129 (31,1 %)	206
<b>auf Artengruppe bestimmt</b>	4 (0,5 %)	27 (6,5 %)	31
<b>auf Gattungsniveau bestimmt</b>	134 (17,9 %)	128 (30,8 %)	262
<b>auf Unterfamilienniveau bestimmt</b>	529 (70,7%)	131 (31,6 %)	660

Die Falter wurden zunächst nach ihrer äußeren Morphologie, teils auch anhand von Genitalpräparaten in diskrete Klassen (= Morphospezies) sortiert. Danach wurde versucht, möglichst viele dieser Morphospezies auch taxonomisch zu identifizieren. Im Taxon Pyraloidea konnte trotz großen Aufwands (siehe Kapitel 3.2) nur ein deutlich geringerer Teil artgenau bestimmt werden als bei den Arctiidae, deren Kenntnisstand weltweit größer ist. Eine Verbesserung des Bestimmungsstatus beider Taxa wäre nur mit zeitaufwendigen Museumsreisen (z. B. nach London und Washington) möglich. Die Größe des Datensatzes und die Sortierung ist aber, auch durch die Mitwirkung und Überprüfung erfahrener Taxonomen (Dr. W. Speidel und Dr. M. Nuß), völlig ausreichend und robust, sodass aussagekräftige Analysen durchführbar sind.

Beide der hier ausgewählten Familien sind im Untersuchungsgebiet sehr artenreich. Abbildung 6 zeigt die Arten-Abundanz-Kurven. Beide Familien haben einen sehr großen Anteil an Arten, die nur in einem oder zwei Individuen nachgewiesen wurden (45,6 % Anteil an der Gesamtartenzahl der Pyraloidea, 44,3 % der Arctiidae). Die

Lebensgemeinschaften der untersuchten tropischen Nachtfalter zeichnen sich daher durch wenige häufige Arten und viele sehr seltene Arten aus.



**Abbildung 6** Rang-Abundanz-Kurven der Pyraloidea (a) und Arctiidae (b) von allen 22 Lichtfangproben aus Südecuador. Die Skala der Abundanz ist logarithmiert.

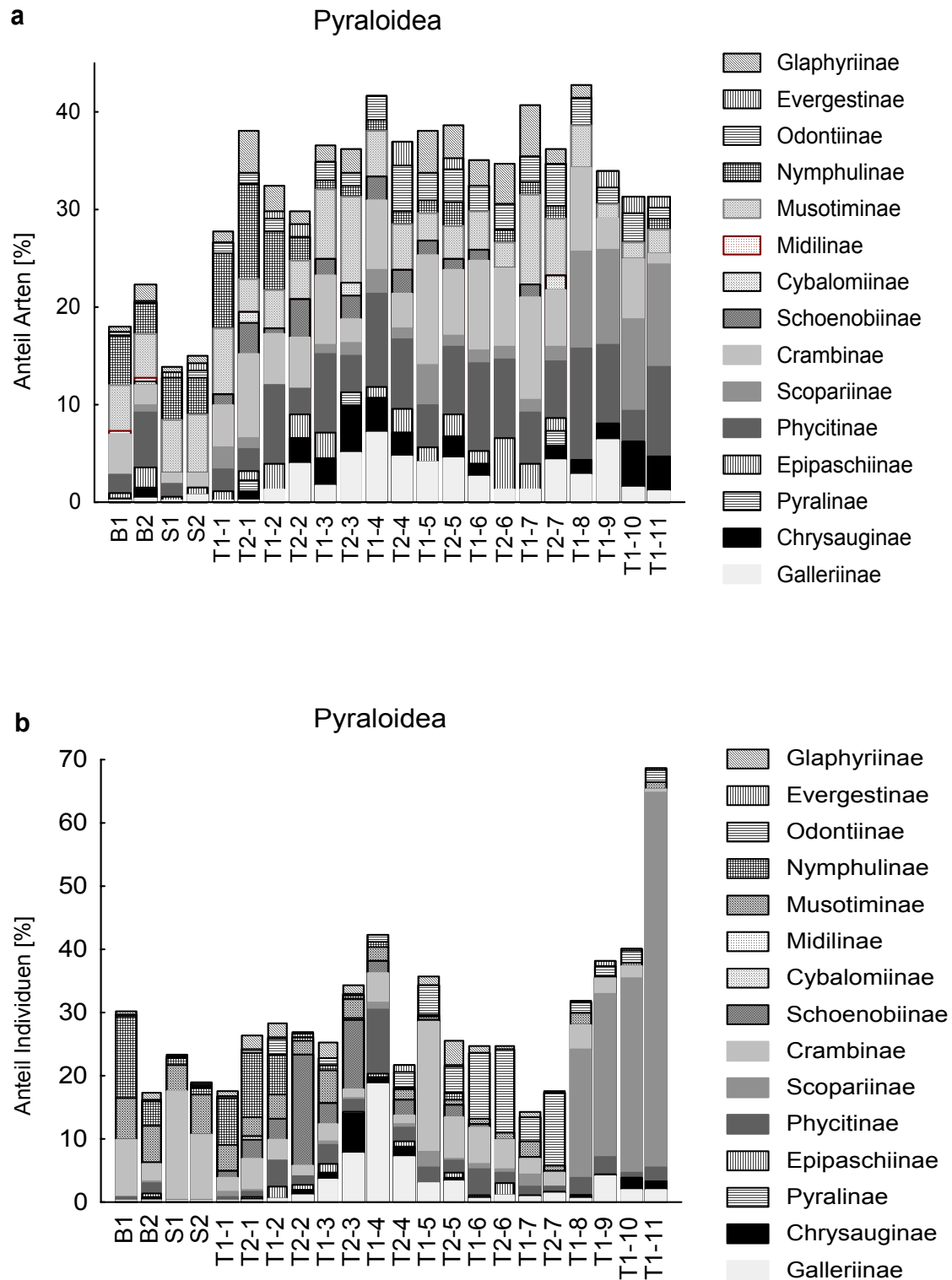
Eine Pyraustinae-Art (Taxon-Nr. 42) war mit 648 Individuen die häufigste Art der Pyraloidea, und eine Art der Gattung *Agylla* (Lithosiinae, Taxon-Nr. 356) war mit 332 Individuen die abundanteste Art der Arctiidae.

In beiden Taxa verteilen sich die Arten auf verschiedene Unterfamilien (Abbildung 7a bzw. Abbildung 8a). Es wurden im Untersuchungsgebiet Arten von 16 der 17 in der Neotropis (20 weltweit) vorkommenden Unterfamilien der Pyraloidea nachgewiesen (Übersicht siehe Einleitung und Solis 1997). Die Pyraustinae bilden an allen 22 Standorten die weitaus arten- (57,1–86,1 %) und individuenreichste (31,4–85,8 %) Unterfamilie (Abbildung 7b). Die Zahl ihrer Arten nimmt mit der Höhe ab, während bei der Individuenzahl kein signifikanter Trend mit zunehmender Höhe zu finden ist (Artenzahl mit Höhe: Spearmans Rangkorrelationskoeffizient  $r_s = -0,81$ ,  $p < 0,0001$ , Individuenzahl mit Höhe:  $r_s = -0,37$ , n.s.). Die anderen Unterfamilien treten mit deutlich weniger Arten und Individuen auf und unterscheiden sich dabei stark. Glaphyriinae, Evergestinae, Odontiinae, Musotiminae, Midilinae, Cybalomiinae, Epipaschiinae, Pyralinae und Chrysauginae kommen generell nur vereinzelt und in wenigen Exemplaren vor. Galleriinae kommen zwar nur mit wenigen Arten (10) und Individuen (180) vor, bilden aber einen Schwerpunkt auf den Höhenstufen T3 und T4. Die Nymphulinae finden sich nennenswert nur in Bombuscaro, an der „Alten Strasse“ und in Flussnähe im Stationsgebiet. Daher findet man im Höhenverlauf sowohl bei den Arten als auch bei den Individuen einen sehr deutlichen negativen Trend (Artenzahl mit Höhe:  $r_s = -0,87$ ,  $p < 0,0001$ , Individuenzahl mit Höhe:  $r_s = -0,88$ ,  $p < 0,0001$ ). Schoenobiinae treten nur in den mittleren Höhenlagen (ca. 1800–2100 m ü. NN, Artenzahl mit Höhe:  $r_s = -0,22$ , n.s., Individuenzahl mit Höhe:  $r_s = -0,25$ , n.s.) auf. Crambinae (Artenzahl mit Höhe:  $r_s = -0,22$ , n.s.) und Phycitinae (Artenzahl mit Höhe:  $r_s = 0,22$ , n.s.) kommen im gesamten Gradienten vor, schwanken aber in ihren Abundanzen (Crambinae: Individuenzahl mit Höhe:  $r_s = 0,40$ , n.s., Phycitinae: Individuenzahl mit Höhe:  $r_s = 0,28$ , n.s.). Scopariinae sind in den höchsten Lagen am häufigsten zu finden (ab 2400 m ü. NN, Artenzahl mit Höhe:  $r_s = 0,64$ ,  $p < 0,005$ ; Individuenzahl mit Höhe:  $r_s = 0,75$ ,  $p < 0,0001$ ), tiefer kommen sie nur in Einzelexemplaren vor.

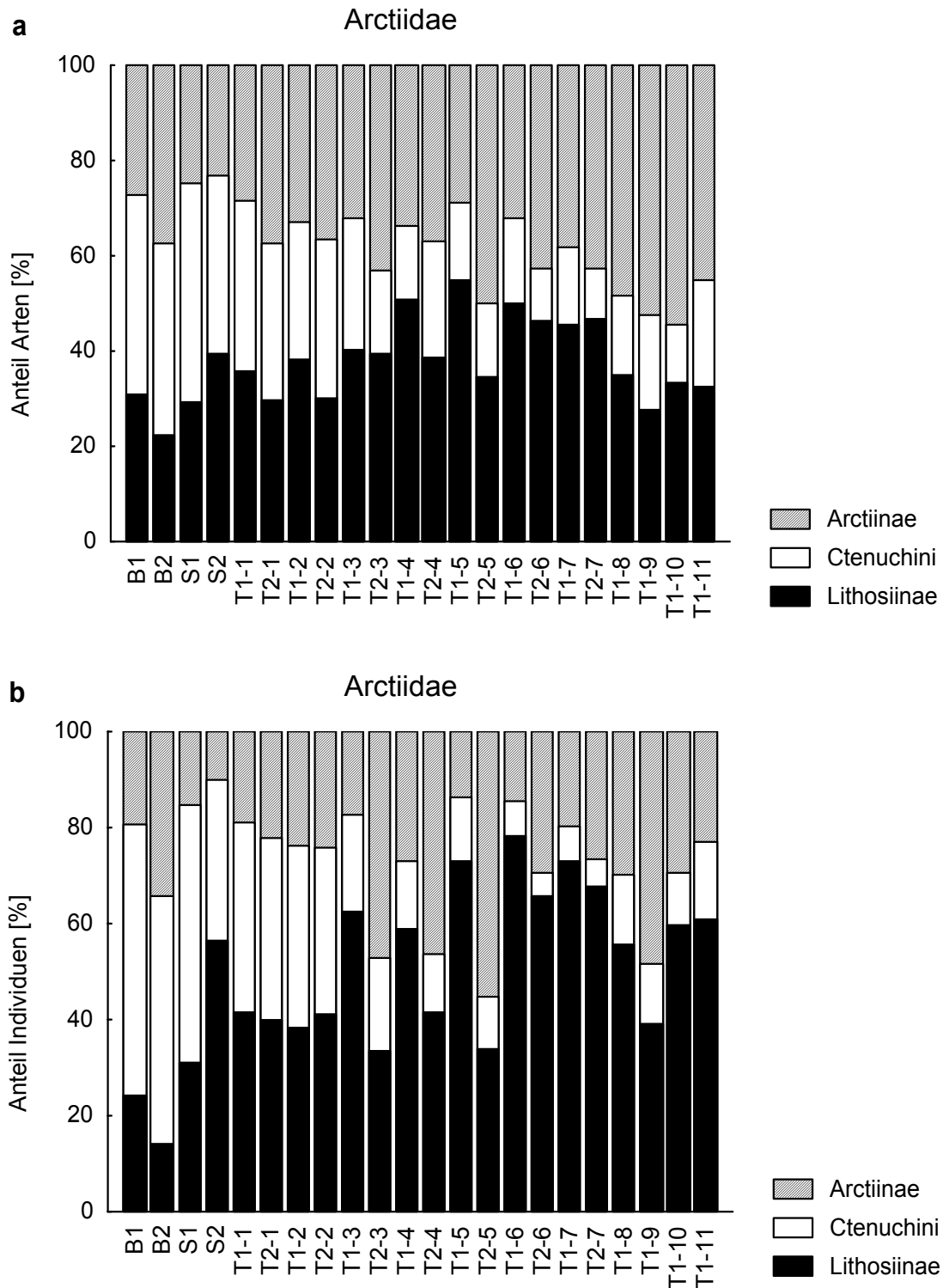
Die Arctiidae kommen mit zwei Unterfamilien in der Neotropis vor (Abbildung 8a) (weltweit drei, siehe auch Holloway *et al.* 2001). Die Arctiinae bilden, hier ohne die Tribus Ctenuchini, die größte Gruppe (186 Arten), wobei die Lithosiinae mit 111 Arten auch sehr artenreich sind. Die zu den Arctiinae gehörige Tribus der Ctenuchini wurde hier gesondert aufgetragen, weil sie zum einen ebenfalls sehr artenreich ist (118 Arten) und sich

gleichzeitig durch ihre Ökologie von den anderen abhebt. In dieser Tribus befinden sich beispielsweise Gruppen von Faltern, die Pyrrolizidinalkaloide einlagern können oder die ausgeprägte Formen von Hymenopteren-Mimikry nutzen (Kitching & Rawlins 1999). Ausserdem nehmen die Arten- und Individuenzahlen der kompletten Arctiinae mit der Höhe ab (Artenzahl mit Höhe:  $r_s = -0,63$ ,  $p < 0,005$ ; Individuenzahl mit Höhe:  $r_s = -0,70$ ,  $p < 0,001$ ). Betrachtet man jetzt aber die Individuenzahlen (Abbildung 8b) und die Artenzahl der Arctiinae ohne die Ctenuchini so findet man bei beiden keinen signifikanten Trend mit der Höhe mehr (Artenzahl mit Höhe:  $r_s = 0,06$ , n.s.; Individuenzahl mit Höhe:  $r_s = -0,58$ , n.s.). Im Gegensatz dazu nehmen die Arten wie Individuen der Ctenuchini sehr deutlich mit der Höhe ab (Artenzahl mit Höhe:  $r_s = -0,80$ ,  $p < 0,0001$ , Individuenzahl mit Höhe:  $r_s = -0,81$ ,  $p < 0,0001$ ). Bei den Lithosiinae findet man sowohl bei den Artenzahlen als auch bei den Individuenzahlen keinen klaren Trend (Artenzahl mit Höhe:  $r_s = -0,23$ , n.s., Individuen mit Höhe:  $r_s = 0,004$ , n.s.).



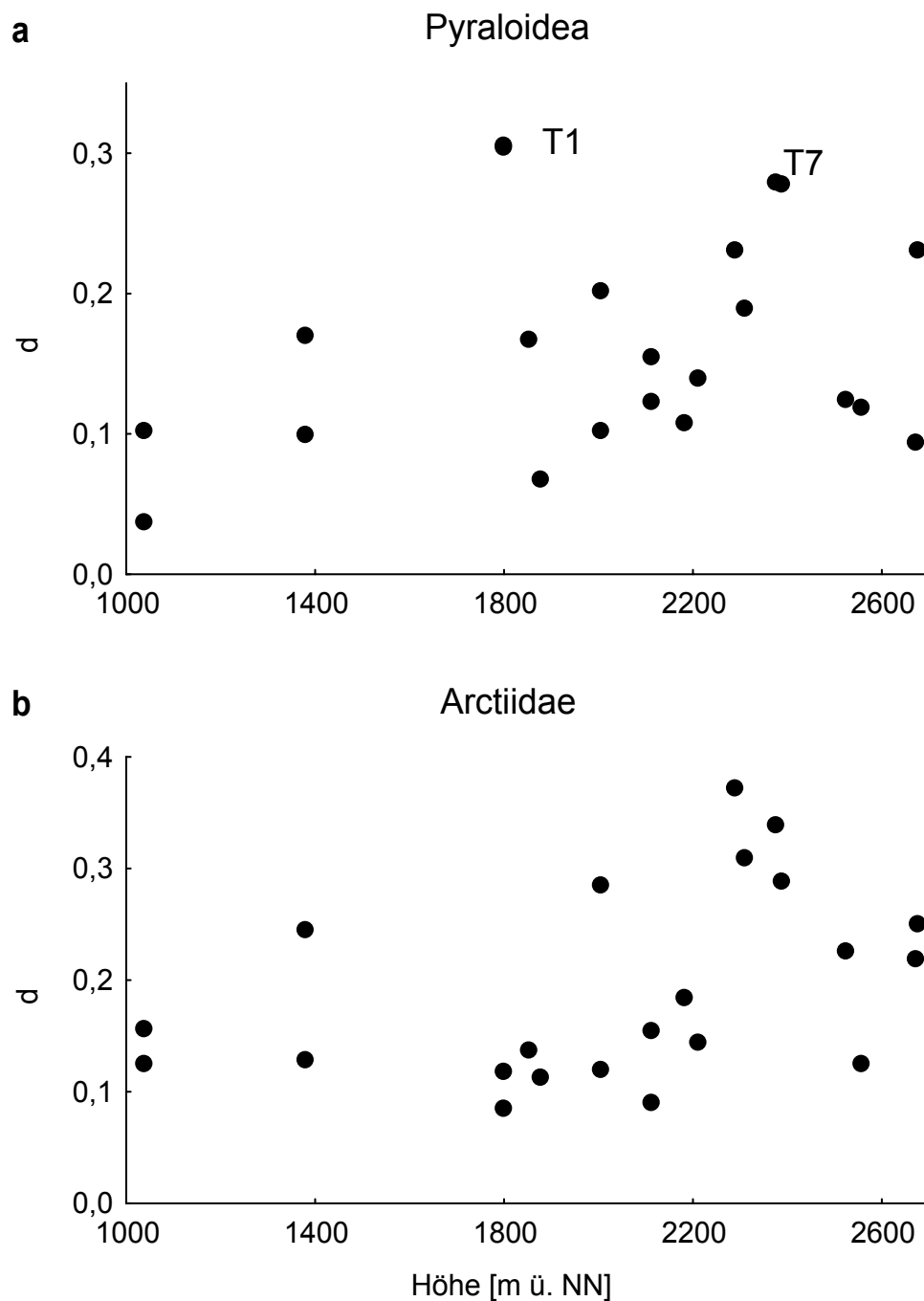


**Abbildung 7** Verteilung der Artenzahlen (a) bzw. Individuenzahlen (b) pro Standort im Höhengradienten auf die Unterfamilien der Pyraloidea (in Prozent). An 100 % fehlende Angaben = Pyraustinae. B = Bombuscaro, S = Alte Strasse, T1–T9 = neun Höhenstufen im Stationsgebiet der ECSF.



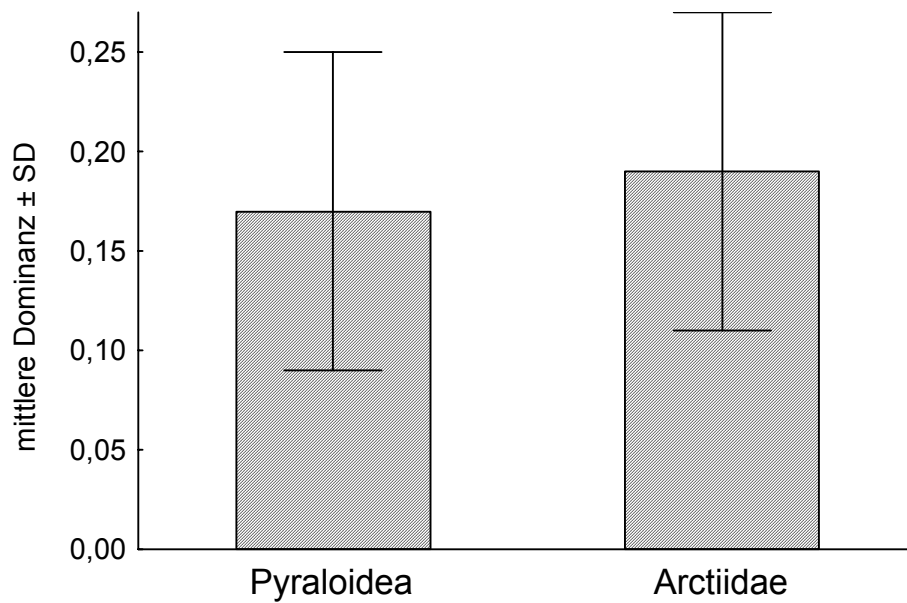
**Abbildung 8** Verteilung der Artenzahlen (a) bzw. Individuenzahlen (b) pro Standort im Höhengradienten auf die Unterfamilien bzw. Triben der Arctiidae (in Prozent). B = Bombuscaro, S = Alte Strasse, T1–T9 = neun Höhenstufen im Stationsgebiet der ECSF.

Betrachtet man den Verlauf der **Dominanz** der Pyraloidea im gesamten Höhengradienten (Abbildung 9a), kann man erkennen, dass die Lebensgemeinschaften an den beiden Flusstandorten (T1 in Abbildung 9) sich durch die höchsten Dominanzwerte von denen der anderen Standorten abheben. Diese Zönosen werden demnach durch eine extrem häufige Art geprägt. Insgesamt erreicht dort jeweils die dominanteste Art – in beiden Fällen *Anarmodia* c.f. *lojalis* – einen Anteil von 30 % bzw. 31 %. In den Gemeinschaften der Höhenstufe T7 (bei ca. 2350 m ü. NN, Abbildung 9) ist auch eine einzige Art (Taxon-Nr. 42) an beiden Standorten, mit einem Anteil von jeweils 28 %, beinahe ebenso stark dominierend. Bei den Arctiidae erreichen die Lebensgemeinschaften an den Standorten in den Höhenstufen T6 und T7 mit 29 % bis 37 % die höchsten Werte. An allen vier Standorten dominiert dieselbe Art aus der Unterfamilie Lithosiinae – *Agylla* sp., Taxon-Nr. 356 – die Artengemeinschaft. Im gesamten Höhenverlauf (Abbildung 9) ist in der Dominanz der Pyraloidea kein Einfluss der steigenden Höhe festzustellen (Pyraloidea:  $r_s = 0,21$ , n.s.), während die Arctiidae einen schwach positiven, aber signifikanten, Zusammenhang aufweisen (Arctiidae:  $r_s = 0,50$ ,  $p < 0,05$ ).



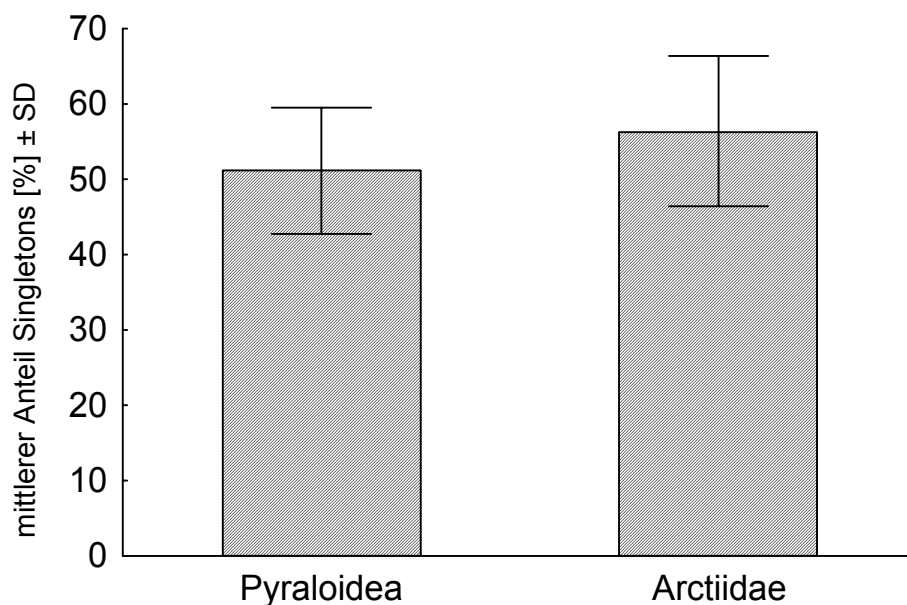
**Abbildung 9** Berger-Parker-Dominanzindex (d) der Pyraloidea (a) und Arctiidae (b) im gesamten Höhengradienten.

Ob an einem Standort dominante Arten das Bild prägen, wird somit nicht von der Höhe bestimmt. In ihrer durchschnittlichen Dominanz (Abbildung 10) unterscheiden sich beide Familien auch nicht signifikant ( $t$ -Test für gepaarte Stichproben,  $t_{21df} = -1,23$ , n.s.). Im Mittel stellte die häufigste Art beider Zönosen jeweils ca. ein Sechstel aller beobachteten Individuen.



**Abbildung 10** Mittlere Dominanz (gemessen als Berger-Parker-Dominanzindex) der Pyraloidea und Arctiidae (N = 22).

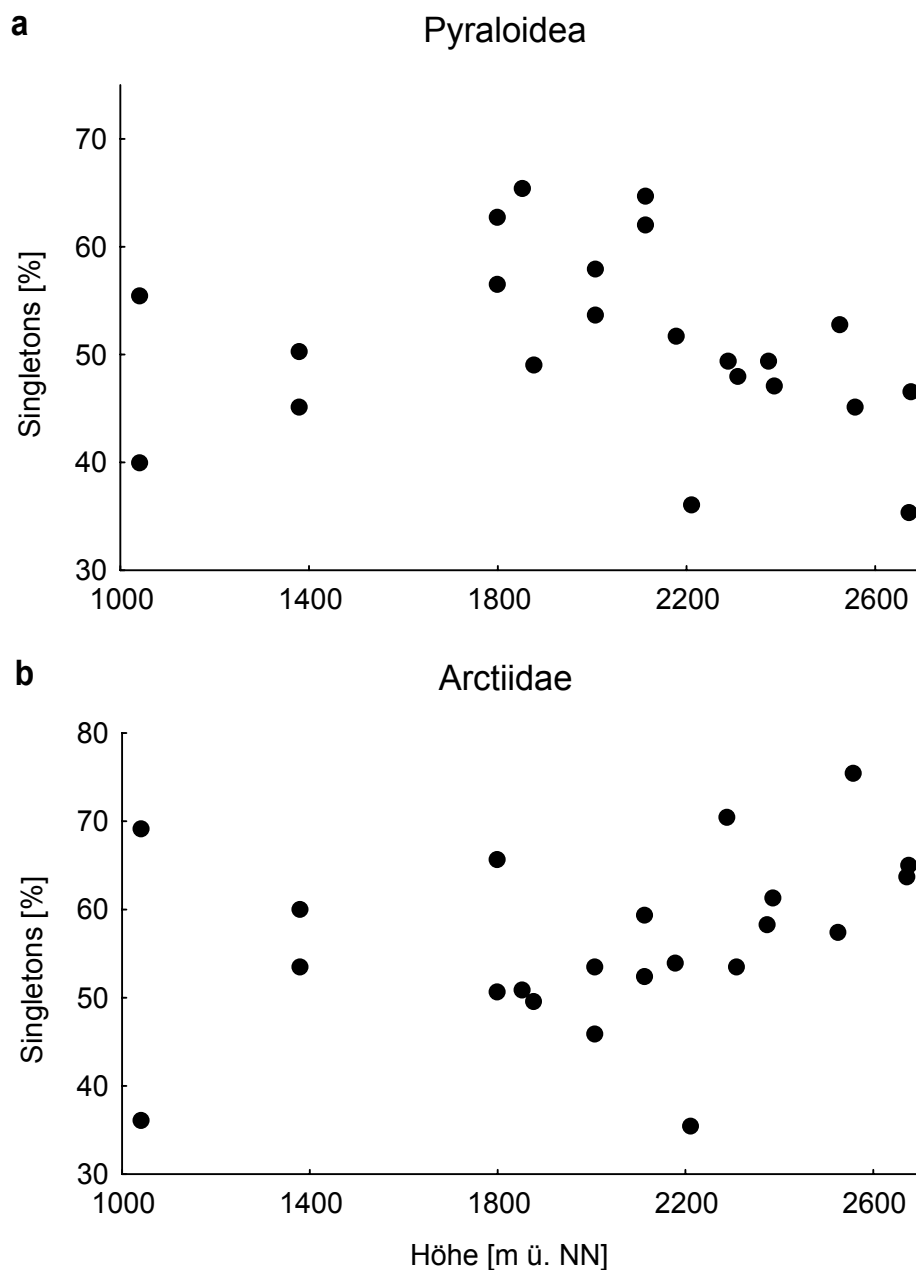
Das „Gegenstück“ zur Dominanz stellen die, in einer tropischen Artengemeinschaft so typischen, Singletons dar. Im durchschnittlichen prozentualen Anteil an lokalen Singletons (Abbildung 11) unterscheiden sich beide Familien nicht ( $t$ -Test für gepaarte Stichproben,  $t_{21df} = -2,0$ , n.s.).



**Abbildung 11** Mittlerer prozentualer Anteil der Singletons pro Standorte (= lokale Singletons) der Pyraloidea und Arctiidae (N = 22 Standorte).

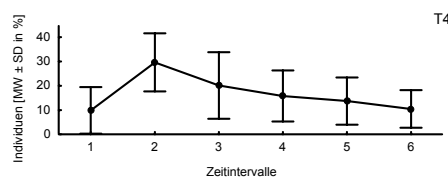
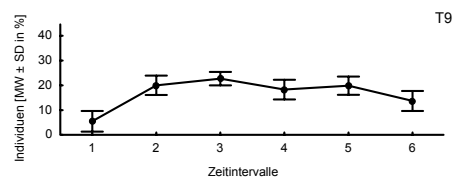
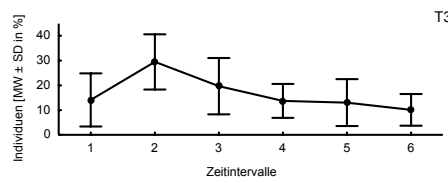
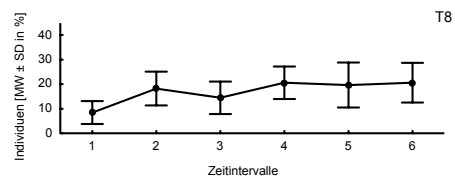
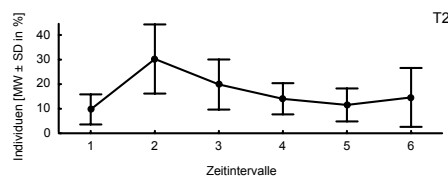
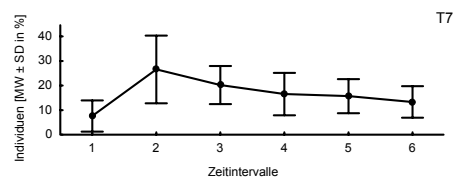
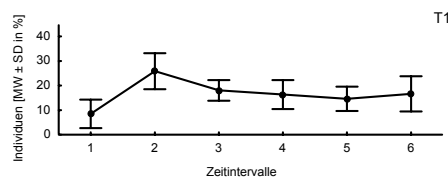
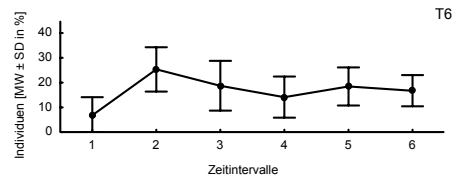
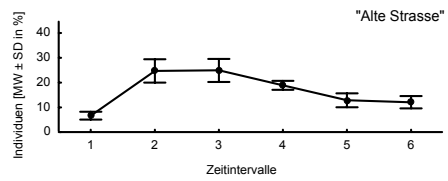
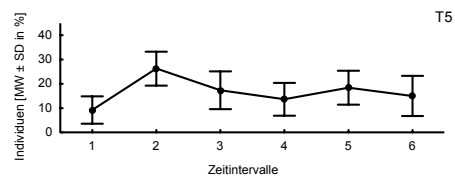
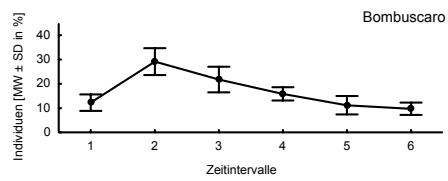
Der Anteil an Arten, die im gesamten Untersuchungsgebiet nur in einem Stück nachgewiesen (= globale Singletons) wurden, beträgt bei den Pyraloidea mit 243 Arten 32,5 % und bei den Arctiidae mit 129 Arten 31,1 %.

Auch im Verlauf des Anteils an lokalen Singletons im gesamten Höhengradienten findet man weder bei der Überfamilie der Pyraloidea noch bei der Familie der Arctiidae ein einheitliches Muster (Pyraloidea:  $r_s = -0,37$ , n.s.; Arctiidae:  $r_s = 0,35$ , n.s.). Bei den Pyraloidea schwanken die Anteile von lokalen Singletons an den Lebensgemeinschaften der 22 Standorte zwischen 35,4 bis 65,4 %, bei den Arctiidae liegen sie zwischen 35,5 und maximal 70,4 %.

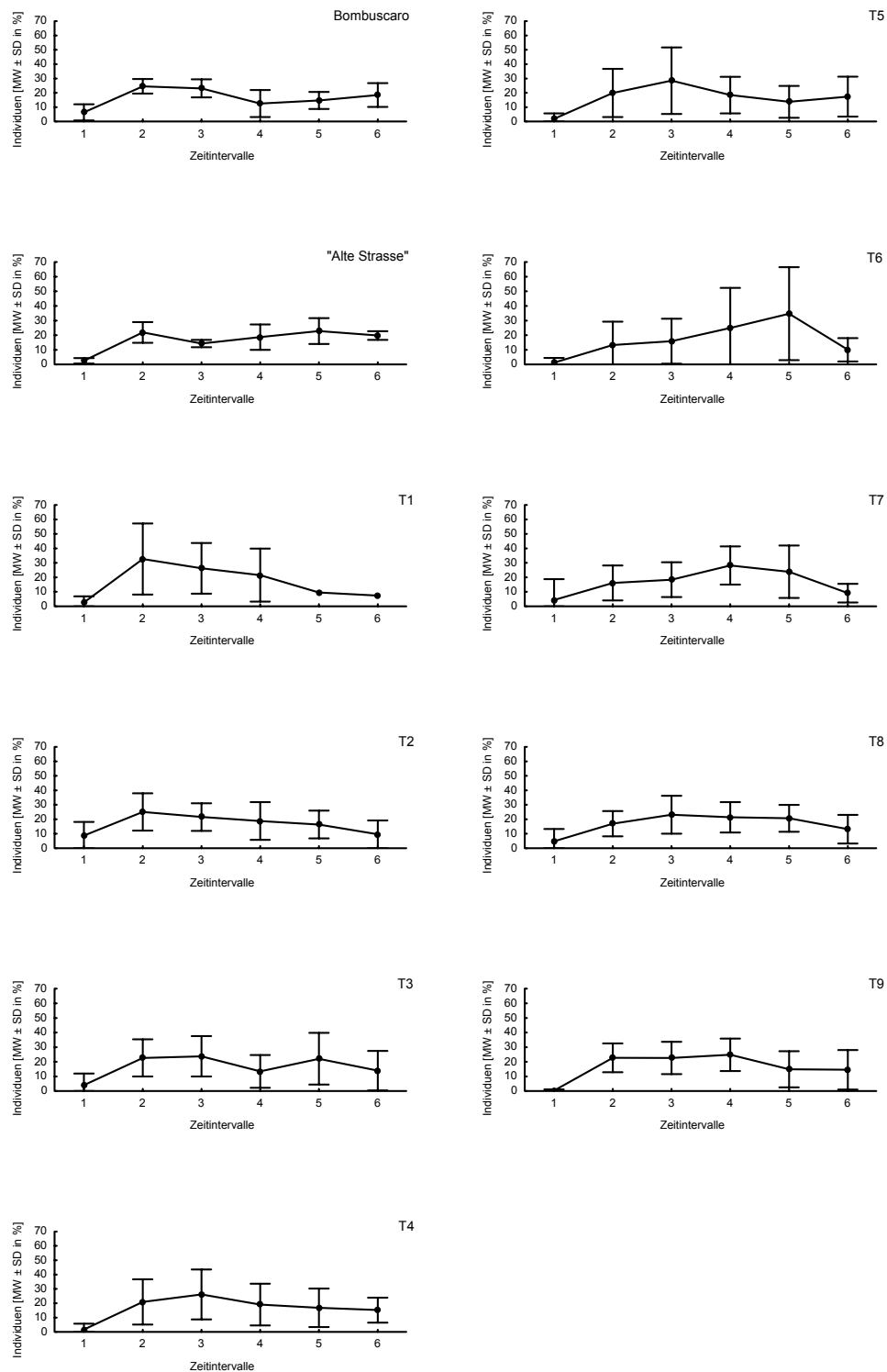


**Abbildung 12** Anteil lokaler Singletons in Prozent der Pyraloidea (a) und der Arctiidae (b) im gesamten Höhengradienten.

Die **zeitliche Aktivität** von Nachtfaltern am Licht ist bereits für verschiedene Naturräume gezeigt worden (Robinson *et al.* 1994, Schulze & Fiedler 1997, Süßenbach 1998). Nach einem Anflugsmaximum innerhalb von 90 Minuten nimmt die Anflugintensität auch im tropischen Bergregenwald (siehe auch Brehm 2002 für die Geometridae) kontinuierlich ab. Abbildung 13 zeigt die prozentualen Anflugintensitäten der Pyraloidea und Arctiidae jeweils gemittelt pro Höhenstufe. In beiden Familien liegt der Anflug in der ersten halben Stunde fast immer bei unter 10 %. Bei den Pyraloidea steigt er in der nächsten halben Stunde deutlich an und nimmt dann meistens kontinuierlich, aber langsam, ab. In den oberen drei Höhenstufen, wo man aufgrund der schnelleren Abkühlung eine ausgeprägtere Abnahme des Anfluges mit der Zeit erwarten würde, ist sogar ein nahezu gleichbleibender Anflug über den Fangzeitraum festzustellen. Bei den, im Durchschnitt robusteren, Arctiidae ist der Anflug im gesamten Höhenbereich erstaunlich gleichmäßig. Dies zeigt, dass hier natürlich keine vollständige Erfassung aller in dem Gebiet vorkommenden Taxa vorliegen kann, da Arten, die ausschließlich später in der Nacht aktiv sind, nicht berücksichtigt wurden. Aber in beiden Familien nehmen dennoch die Anflugzahlen des gesamten Datensatzes nach drei Stunden deutlich ab (Pyraloidea: Von Intervall 2 mit 2612 Exemplaren = Ex. bis Intervall 6 mit 1396 Ex.; Arctiidae: Von Intervall 3 mit 958 Ex. bis Intervall 6 mit 582 Ex.), sodass eine dreistündige Fangperiode pro Nacht für eine quantitative Studie als ausreichend erachtet werden kann.

**a**

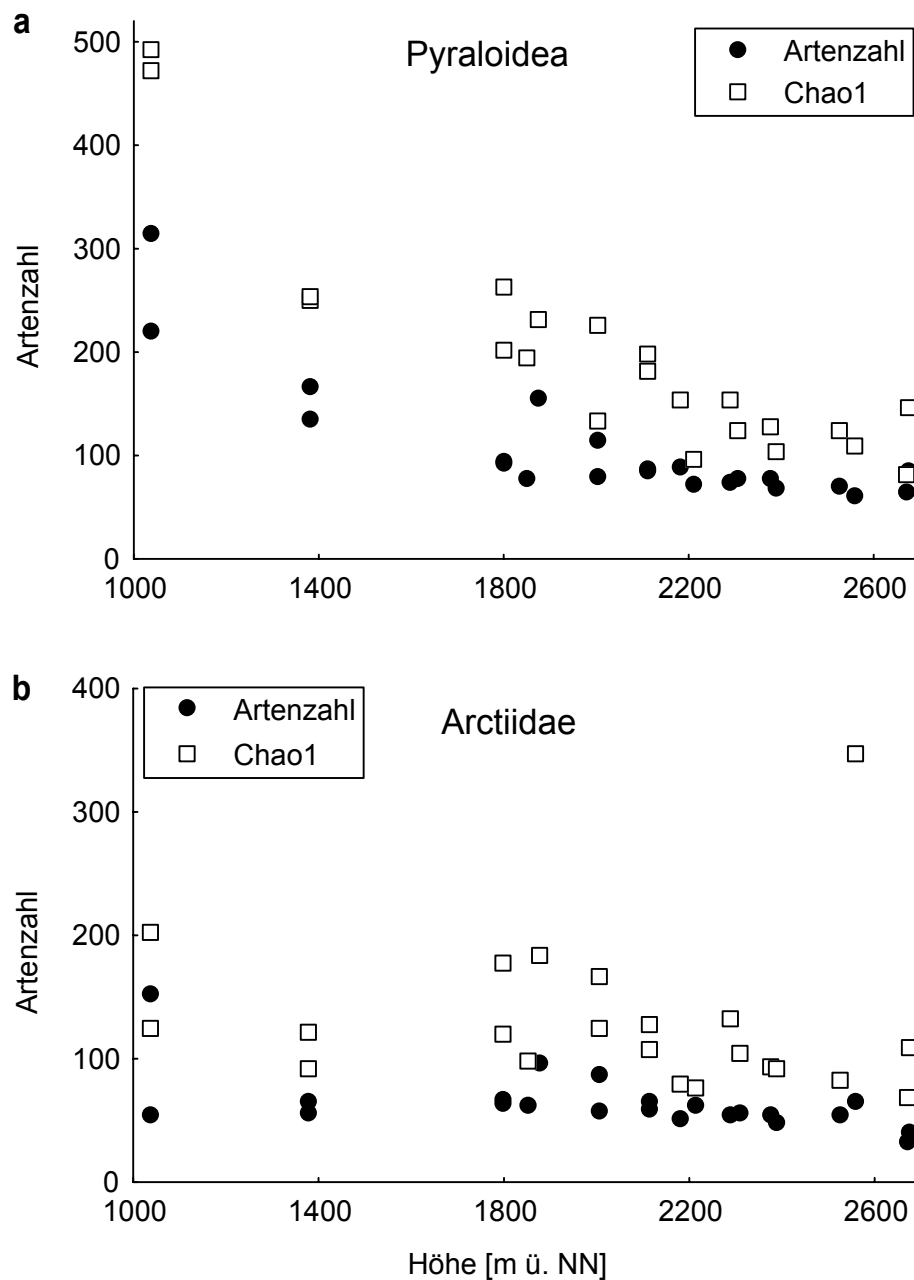


**b**

**Abbildung 13** Anflugintensität der Nachtfalter aus den Familien Pyraloidea (a) und Arctiidae (b) an das Licht. Dargestellt ist der gemittelte prozentuale Fangerfolg für jede der 11 Höhenstufen (T1–T9 = neun Höhenstufen im Stationsgebiet der ECSF) gegen die Zeitintervalle von jeweils einer halben Stunde von 18:30 bis 19:00 Uhr.

## 4.2 ALPHA-DIVERSITÄT IM HÖHENGRADIENTEN

Betrachtet man den Verlauf der nachgewiesenen Artenvielfalt im Höhengradienten, finden sich deutliche Unterschiede zwischen den beiden Familien. Die Pyraloidea (Abbildung 14a) zeigen mit zunehmender Höhe eine nahezu exponentiell abnehmende Artenzahl ( $r_s = -0,85$ ,  $N = 22$ ,  $p < 0,0001$ ). Oberhalb von 2000 m Höhe ist kaum noch ein Trend erkennbar. Die Artenzahl der Arctiidae (Abbildung 14b) nimmt mit der Höhe nur leicht und fast linear ab ( $r_s = -0,60$ ,  $N = 22$ ,  $p < 0,005$ ).



**Abbildung 14** Nachgewiesene Artenzahl und geschätzte Artenzahl (nach Chao1) der Pyraloidea (a) und Arctiidae (b) an den 22 Standorten.

Auch die geschätzten Artenzahlen (exemplarisch in Abbildung 14: Chao1), die man in dem Gebiet maximal hätte erwarten können, zeigen bei den Pyraloidea die gleichen Muster in dem Höhenverlauf ( $r_s = -0,88$ ,  $N = 22$ ,  $p < 0,0001$ ). Hingegen kann man bei den Arctiidae keine signifikante Abnahme mit steigender Höhe mehr finden ( $r_s = -0,39$ ,  $N = 22$ ,  $p > 0,05$ ). Entfernt man aus dieser Korrelation allerdings den Standort T1–9, der aufgrund sehr vieler Singletons (höchster Anteil mit 70,4 %, Abbildung 12) als Ausreißer angesehen werden muss, so kann man auch bei den geschätzten Artenzahlen der Arctiidae den Rückgang an Arten mit steigender Höhe belegen. Bezogen auf die geschätzten Artenzahlen nach Chao1 wurden gut die Hälfte Pyraloidea und knapp 50 % der Arctiidae in den Proben tatsächlich nachgewiesen. Der jeweils kleinste und größte Erfassungsgrad in Prozent und die Durchschnittswerte aller 22 Standorte für die hier verwendeten Schätzverfahren sind in Tabelle 6 zusammengefasst (siehe auch Tabelle 26 und Tabelle 27 im Anhang). Die absoluten Werte der verschiedenen Schätzer schwanken zwar, aber im Wesentlichen zeigen sie dasselbe an (Pyraloidea: Konkordanzkoeffizient  $r_s = 0,95$ ,  $p < 0,001$ ; Arctiidae:  $r_s = 0,82$ ,  $p < 0,001$ ).

**Tabelle 6** Anteil der tatsächlich nachgewiesenen Artenzahlen an den Ergebnissen der Schätzverfahren ACE, Chao1, Chao2 und MMMeans in Prozent. Angegeben ist jeweils der kleinste und der größte prozentuale Erfassungsgrad der 22 Standorte und der Mittelwert mit der Standardabweichung (**MW  $\pm$  SD**) für die Pyraloidea und die Arctiidae.

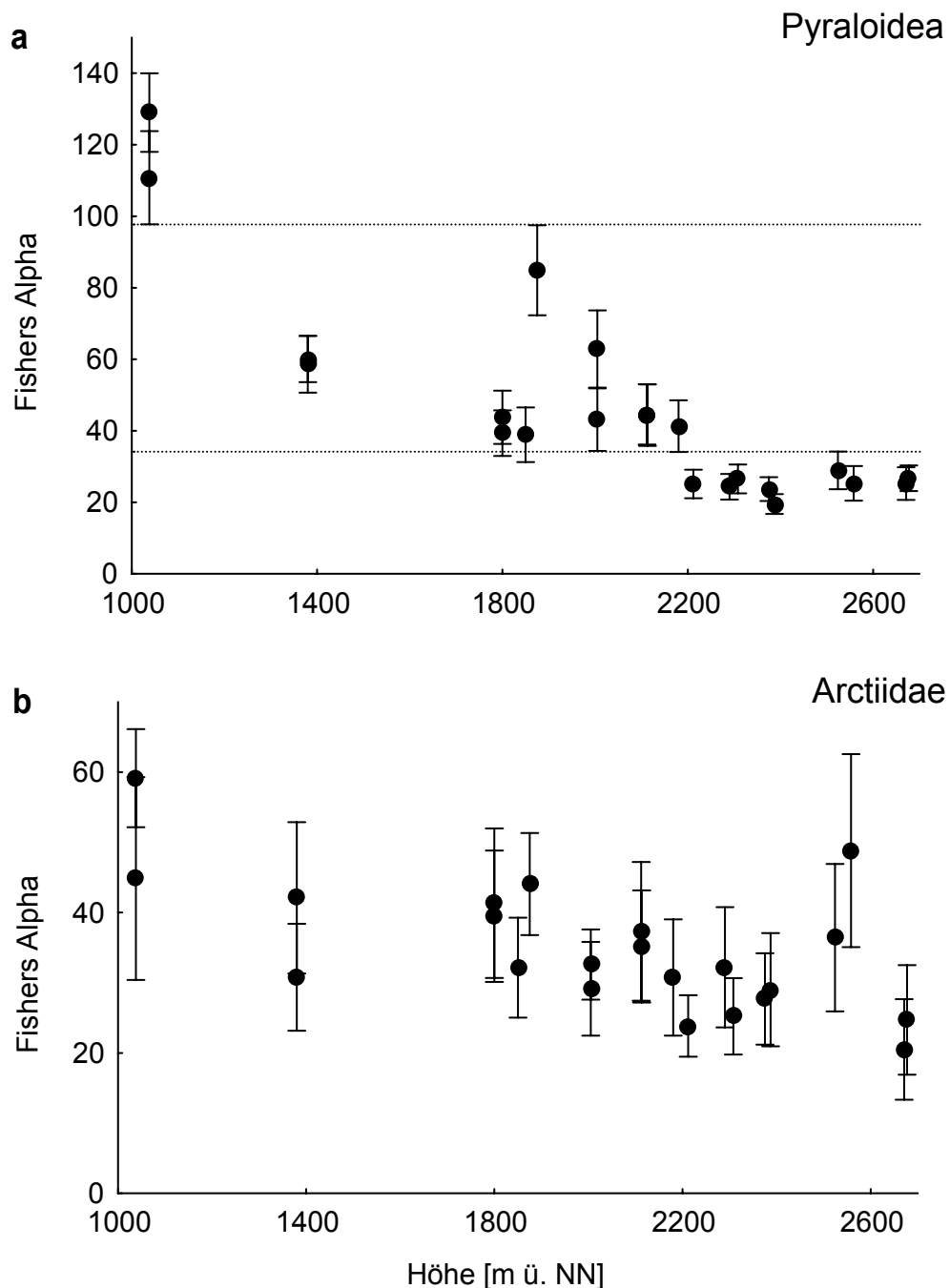
<b>Schätzverfahren</b>	<b>Pyraloidea</b>		<b>Arctiidae</b>	
	<i>Spannweite</i>	<b>MW <math>\pm</math> SD</b>	<i>Spannweite</i>	<b>MW <math>\pm</math> SD</b>
<b>ACE</b>	34,6–73,9	55,3 $\pm$ 9,6	28,8–73,8	49,6 $\pm$ 11,6
<b>Chao1</b>	35,9–79,3	56,4 $\pm$ 11,2	18,7–80,5	53,2 $\pm$ 13,6
<b>Chao2</b>	31,7–69,1	54,1 $\pm$ 11,2	24,4–81,6	48,1 $\pm$ 14,6
<b>MMMeans</b>	42,2–64,8	55,3 $\pm$ 14,3	11,5–66,4	44,3 $\pm$ 14,6

Vergleicht man den Zusammenhang der Artenzahlen bzw. der Diversitätswerte an allen Standorten (Tabelle 7), so ist es zunächst nicht überraschend, dass alle Verfahren zu signifikant ähnlichen Resultaten führen. Betrachtet man aber den Korrelationskoeffizienten als Maß für die Güte des Zusammenhanges, so wird deutlich, dass die beiden Diversitätsindizes Fishers Alpha und Hurlberts Rarefaction sich ähnlicher sind als Vergleiche mit der reinen Artenzahl. Besonders augenfällig sind diese Unterschiede bei den Arctiidae, wo kleinere Stichproben (Tabelle 5) und geringere Erfassungsgrade (Tabelle 6) vorliegen.

**Tabelle 7** Pearson-Korrelationen der Artenzahlen, Fishers Alpha und Hurlberts „Erwartete Artenzahl“. Es wurden jeweils die Werte von allen 22 Standorten im Höhengradienten in Südecuador zueinander in Beziehung gesetzt.

	<b>Hurlbert/ Fishers Alpha</b>	<b>Hurlbert/Artenzahl</b>	<b>Fishers Alpha/ Artenzahl</b>
<b>Pyraloidea</b>	$r = 0,96, p < 0,0001$	$r = 0,86, p < 0,0001$	$r = 0,95, p < 0,0001$
<b>Arctiidae</b>	$r = 0,90, p < 0,0001$	$r = 0,48, p < 0,05$	$r = 0,74, p < 0,0001$

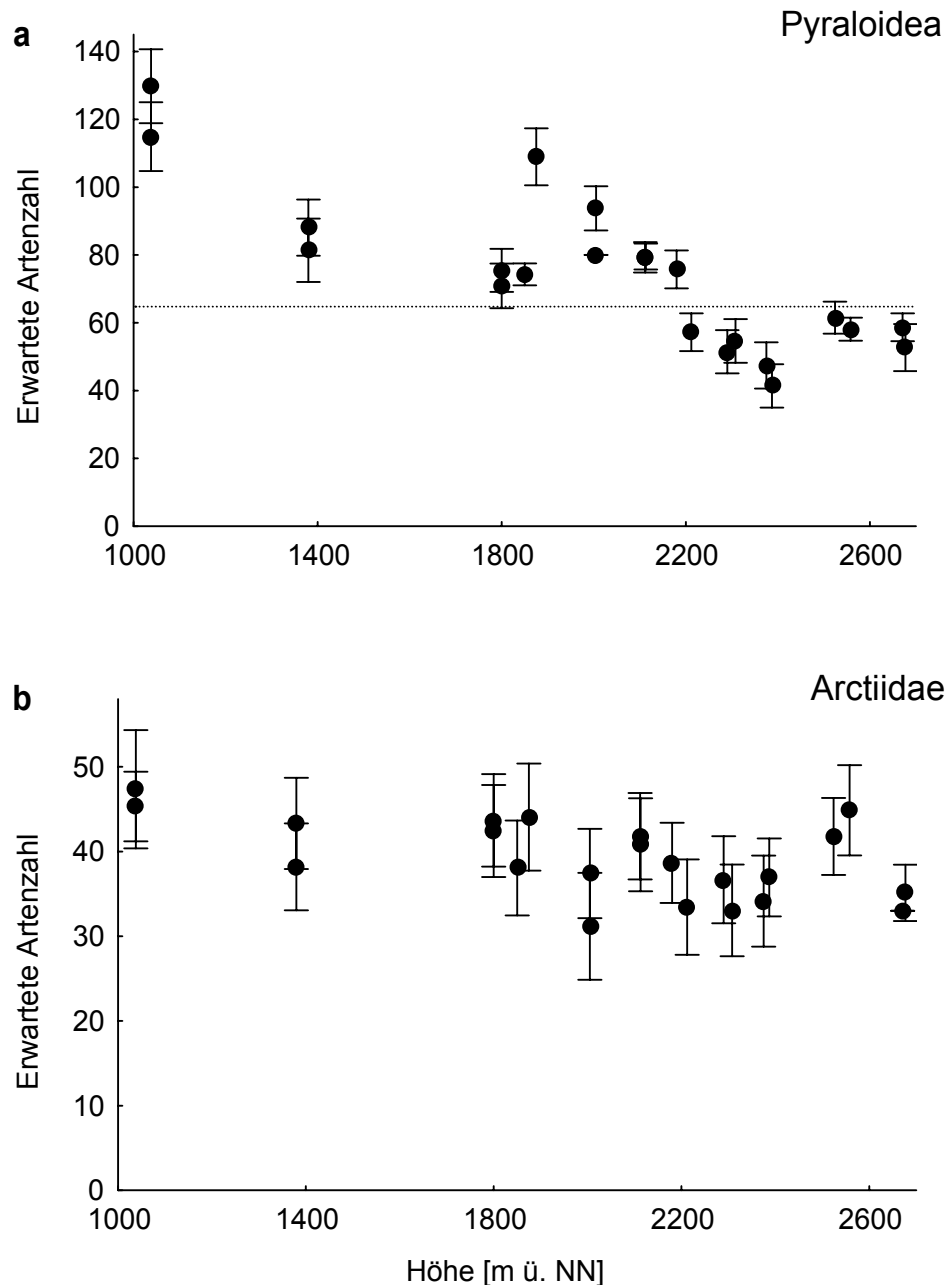
Zur Erfassung der Alpha-Diversität (Vielfalt an einem Standort) sind daher Maßzahlen geeigneter, die weitgehend unabhängig von der Stichprobengröße sind. Es bestand zwischen der beobachteten Artenzahl und der Stichprobengröße ein hochsignifikanter Zusammenhang (Pyraloidea:  $r = 0,82, p < 0,0001$ ; Arctiidae:  $r = 0,94, p < 0,0001$ ). Die Diversitätsmuster beider artenreicher Nachtfaltertaxa, berechnet mit Fishers Alpha (Abbildung 15), ergeben kein einheitliches Bild. Noch deutlicher als bei den reinen Artenzahlen beobachtet man bei den Pyraloidea (Abbildung 15a) eine nahezu exponentielle Abnahme der Diversität (um ca. 80 %) mit steigender Höhe im Transekt ( $r_s = -0,79, N = 22, p < 0,0001$ ). Die Diversität der Arctiidae (Abbildung 15b) nimmt im gesamten Höhenbereich nur leicht (um ca. 40 %) und annähernd linear ab ( $r_s = -0,59, N = 22, p < 0,005$ ). Betrachtet man die Konfidenzintervalle der Alpha-Diversität bei den Pyraloidea, so kann man drei deutlich trennbare Gruppen unterscheiden. In Bombuscaro sind die Lebensgemeinschaften hochdivers ( $\alpha = 110\text{--}130$ ). Man beobachtet zwischen 1300–2100 m Höhe nur „mäßige“ Werte ( $\alpha = 40\text{--}80$ ) und über 2200 m Höhe kaum noch eine Abnahme ( $\alpha = 20\text{--}30$ ). Bei den Arctiiden sind die Konfidenzintervalle viel größer, nur wenige Standortpaare derselben Höhenlage zeigen überzufällige Differenzen und die höhergelegenen Standorte sind nicht durchweg signifikant weniger divers als Bombuscaro.



**Abbildung 15** Diversität der Pyraloidea (a) und Arctiidae (b) (gemessen als **Fishers Alpha**, jeweils mit 95 % Konfidenzintervall) im Höhengradienten.

Fishers Alpha wird von einigen Autoren (siehe Kapitel 3.3.1) kritisiert, da auch dieses Diversitätsmaß von der Stichprobengröße und der Erfassungsintensität stark beeinflusst werden kann. Daher wurden die Analysen zusätzlich mit der Rarefaction-Methode nach Hurlbert durchgeführt (Abbildung 16). Mit diesem Datensatz liefern die beiden Indizes sehr ähnliche Diversitätsmuster. Auch mit der Rarefaction-Methode nimmt die Diversität der Pyraloidea (Abbildung 16a) stark ab (um ca. 60 %,  $r_s = -0,79$ ,  $N = 22$ ,  $p < 0,0001$ ) und die der Arctiidae (Abbildung 16b) sinkt nur leicht (um ca. 25 %), aber fast linear

( $r_s = -0,55$ ,  $N = 22$ ,  $p < 0,01$ ). Trotz dieser grundsätzlichen Übereinstimmung kann man dennoch einige Unterschiede erkennen. Die Abnahme der Diversität nach der Rarefaction ist von 125 auf 50 „Erwartete Arten“ der Pyraloidea etwas schwächer als bei Fishers Alpha und die Auftrennung in drei Diversitätsgruppen ist undeutlicher. Bei den Arctiidae ist die Abnahme viel schwächer von 47 auf ca. 35 „Erwartete Arten“ und die Standortpaare einer Höhenstufe sind, erkennbar an den großen sich überschneidenden Konfidenzintervallen, praktisch nicht mehr zu differenzieren.



**Abbildung 16** Diversität der Pyraloidea (a) und Arctiidae (b) (gemessen als Erwartete Artenzahl nach Hurlbert, jeweils mit 95 % Konfidenzintervall) im Höhengradienten. Die Standorte werden verglichen bei der größtmöglichen gemeinsamen Individuenzahl: 232 Individuen für die Pyraloidea und 82 für die Arctiidae.

Die einzige Unterfamilie der Pyraloidea, die ausreichend viele Individuen pro Standort besitzt, um ein verlässliches Alpha-Diversitätsmaß zu berechnen, ist die Unterfamilie der Pyraustinae. Die anderen Unterfamilien sind an vielen der Standorte mit so wenigen Individuen vertreten, dass keine sinnvolle Diversitätsberechnung möglich ist. Die Alpha-Diversität der Pyraustinae nimmt (berechnet mit Fishers Alpha, Tabelle 8) signifikant mit der Höhe ab. Allerdings ist dieser Zusammenhang nicht ganz so stark ausgeprägt, wie bei den reinen Artenzahl (siehe oben). Bei den Arctiinae ist weder mit noch ohne die Tribus der Ctenuchini, und auch nicht bei den Ctenuchini alleine, eine signifikante Änderung der Diversität im Höhengradienten festzustellen. Darin unterscheiden sich die Ergebnisse der Alpha-Diversität auch von dem Trend der reinen Artenzahlen, die bei den Ctenuchini deutlich mit steigender Höhe sanken. Bei den Lithosiinae findet sich jetzt eine signifikante Abnahme der Diversität, während hier die reinen Artenzahlen keinen signifikanten Befund lieferten.

**Tabelle 8** Spearman Rangkorrelationen der Alpha-Diversität (Fishers Alpha) ausgewählter Unterfamilien bzw. Triben (Individuenzahl größer 100) mit der Höhenlage der 22 Standorte.

	Fishers Alpha				
	Pyraustinae	Lithosiinae	Arctiinae (gesamt)	Arctiinae (ohne Ctenuchini)	Ctenuchini
<b>Höhe</b>	$r_s = -0,74$	$r_s = -0,57$	$r_s = 0,27$	$r_s = 0,24$	$r_s = -0,30$
	$p < 0,0001$	$p < 0,01$	n.s.	n.s.	n.s.

### 4.3 BETA-DIVERSITÄT IM HÖHENGRADIENTEN

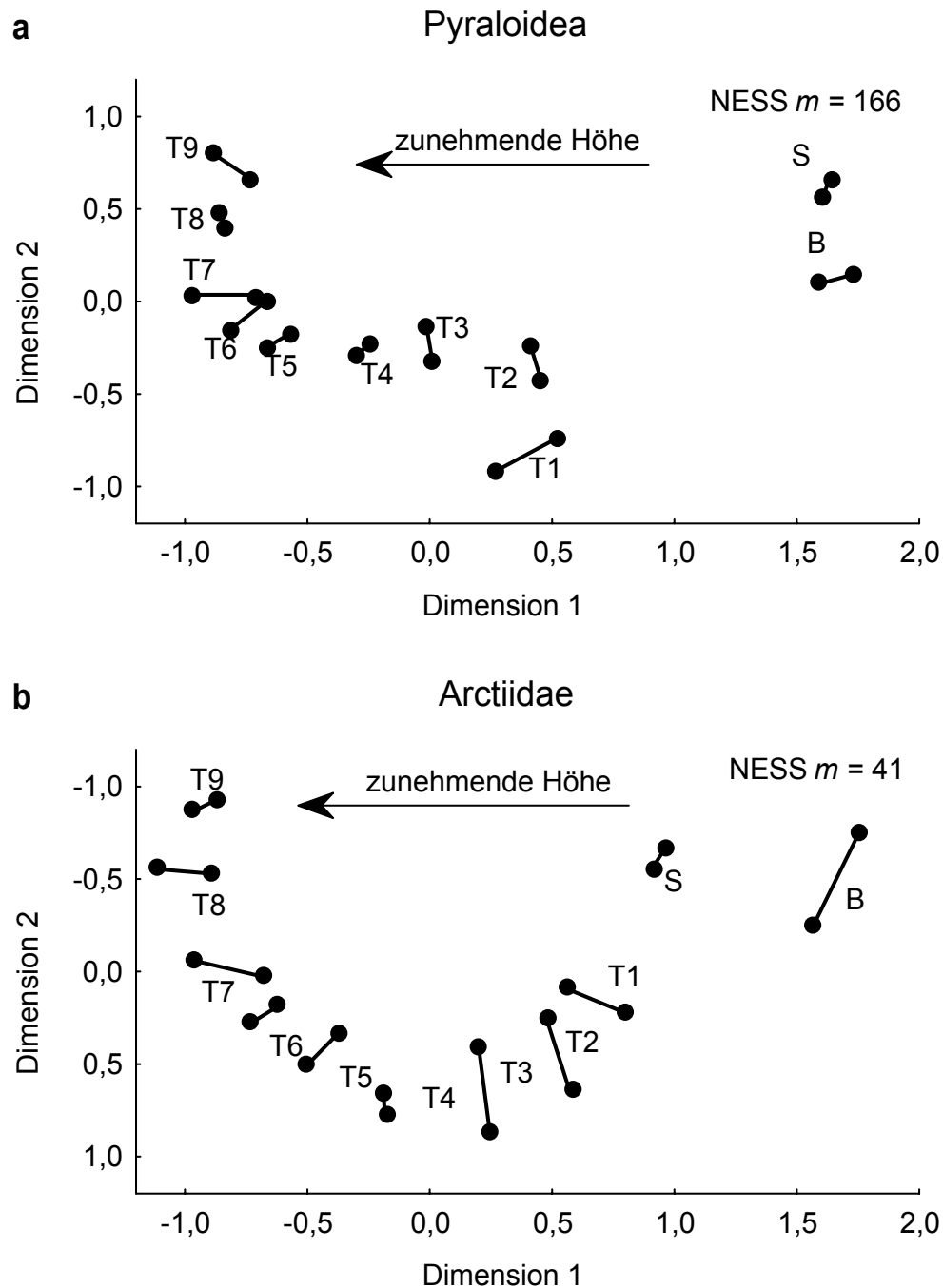
Zur Analyse der Beta-Diversität im Höhengradienten wurden bereits im Vorfeld aus der Fülle der beschriebenen Indizes folgende drei ausgewählt und verglichen: Der binäre Sørensen-Index und als quantitative Ähnlichkeitsmaße der Morisita-Index und der NESS-Index. Bei einem Vergleich der drei Indizes (Süßenbach *et al.* 2001a mit einem Teildatensatz) ergab sich, dass der NESS-Index mit maximal großem  $m$ -Parameter der robusteste Index ist (siehe auch Brehm 2002). Die Artengemeinschaften der Pyraloidea und Arctiidae in Südecuador zeichnen sich zum einen durch einige deutlich dominante Arten aus und zum anderen durch eine sehr große Zahl an Arten, die nur mit einem Individuum nachgewiesen worden sind. Bei Ausschluss der abundantesten Arten war der Morisita-Index sehr anfällig. Der NESS-Index erwies sich gegenüber der Manipulation als extrem stabil, so dass sich die Ordination (mittels Multidimensionaler Skalierung) kaum veränderte. Ferner zeigte sich, dass der Sørensen-Index, vermutlich durch Überbewertung

der „Touristenarten“ und seltener Arten, kleinräumig die Beta-Diversität erheblich überschätzt. Im Gegensatz dazu ergibt der NESS-Index eine sehr hohe Ähnlichkeit zwischen Standorten, die nah beieinander liegen. Im folgenden beschränkt sich der Verfasser daher für die Analysen auf den NESS-Index mit maximalem  $m$ -Parameter, obwohl der Sørensen-Index hier auch eine gute Ordination liefert. Zum Vergleich werden die Ergebnisse der anderen beiden Indizes im Anhang (Abbildung 29 und Abbildung 30) abgebildet.

Die Ähnlichkeitsmatrix zwischen den Standorten basierend auf dem NESS-Index wurde mittels Multidimensionaler Skalierung (MDS) ordiniert und dargestellt. Die daraus resultierenden Abbildungen lassen eine Beurteilung der Ähnlichkeit der Zönosen der einzelnen Standorte zu. Je näher sich zwei Punkte in dem zweidimensionalen Raum zueinander befinden, um so ähnlicher sind sich die Lebensgemeinschaften an diesen Standorten.

Die Ergebnisse der MDS sind in Abbildung 17 dargestellt. In den Graphen beider Familien sind die Standorte einer Höhenstufe (d. h. Höhendifferenz  $< 35$  m) auf den beiden Transekten jeweils mit einer Linie verbunden. Vergleicht man die Distanzen aus der MDS-Endkonfiguration zwischen diesen „Höhenstufenreplikaten“ mit den Distanzen zu den nächsten höher bzw. tiefer gelegenen Standorten, kann man erkennen, dass sie untereinander deutlich ähnlicher in ihrer Faunenzusammensetzung sind als die Lebensgemeinschaften, die jeweils 100 Höhenmeter höher oder tiefer liegen (Pyraloidea:  $t_{29df} = -2,19$ ,  $p < 0,05$ ,  $F_{Levene} = 3,45$ ,  $p_{Levene} > 0,05$  und Arctiidae:  $t_{29df} = -3,40$ ,  $p < 0,005$ ,  $F_{Levene} = 1,63$ ,  $p_{Levene} > 0,5$ ). Dieses Muster ist ausgeprägt, obwohl bei einigen der Standorte (Karte siehe Abbildung 3 in Kapitel 2) die geographische Distanz zwischen den „Replikaten“ größer ist als zu den benachbarten, ober- oder unterhalb auf demselben Transekt gelegenen.

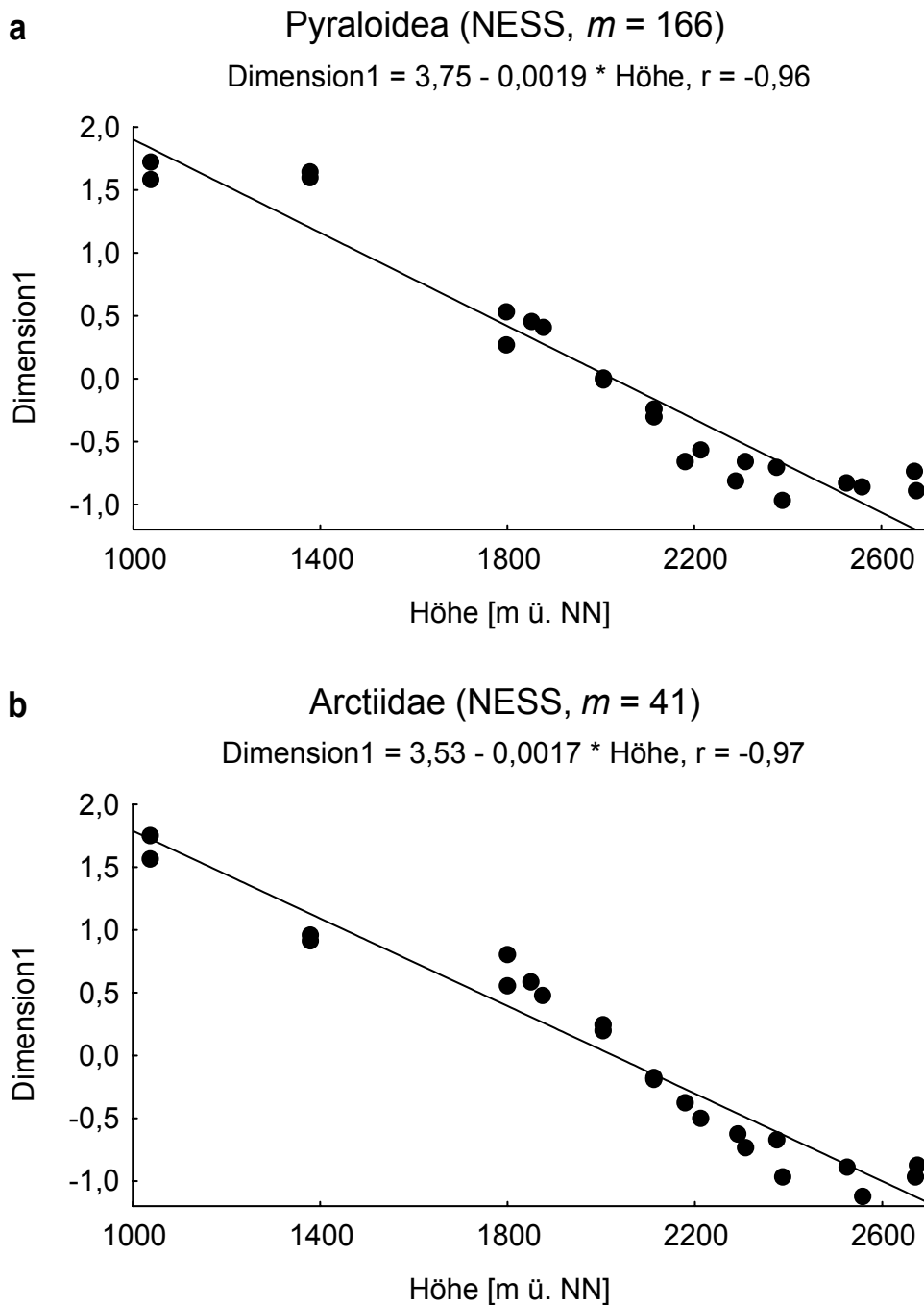




**Abbildung 17** Nicht-lineare zweidimensionale Skalierung der Beta-Diversitätswerte (gemessen als NESS-Index mit maximal möglichem  $m$ -Parameter) der Pyraloidea (a) und Arctiidae (b) im gesamten Höhengradienten in Südecuador. B = Bombuscaro, S = Alte Strasse, T1–T9 = neun Höhenstufen im Stationsgebiet der ECSF. Siehe auch Tabelle 2 in Kapitel 2.2. Der Stress für die Ordinationen der Pyraloidea und Arctiidae beträgt jeweils 0,07.

Ein weiterer Befund ist, dass die Diversitätsmuster beider Familien in der MDS sich stark ähneln. Vergleicht man direkt die beiden Beta-Diversitätsmatrizen mit einem Matrixtest (Mantel 1967), so erhält man eine enorm große Übereinstimmung ( $r = 0,91$ ,  $p < 0,001$ ) zwischen ihnen. Nur die Standorte der Höhenstufe T1 am Fluss im engeren Stationsgebiet

der ECSF bei den Pyraloidea weichen deutlich von den anderen Standorten ab (Abbildung 17a).



**Abbildung 18** Zusammenhang zwischen erster Ordinationsachse (Dimension1, aus Multidimensionaler Skalierung mit NESS für  $m_{\max}$ ) und Höhenlage in Südecuador für die Pyraloidea (a) und Arctiidae (b).

In beiden artenreichen Taxa findet sich im Hinblick auf den altitudinalen Artenwechsel eine hohe Übereinstimmung. Sowohl bei den Pyraloidea als auch bei den Arctiidae erfolgt dieser Wechsel gleichmäßig und annähernd linear (Abbildung 18). Dieser altitudinale Wechsel wird in der MDS weitgehend auf der ersten Ordinationsachse abgebildet, wobei am oberen Ende des Gradienten (Arctiidae) bzw. an beiden Enden (Pyraloidea) eine

gewisse „Stauchung“ zu beobachten ist. Ferner weisen beide Ordinationen einen ausgeprägten „Hufeiseneffekt“ auf, wie er insbesondere in Situationen auftritt, wo ein ökologischer Gradient die Unterschiede in den Zusammensetzungen der Artengemeinschaften dominiert (= Coenokline, Hill & Gauch 1980). Auf ökologische Interpretationen der zweiten Ordinationsachse der MDS wird daher verzichtet (vgl. Brehm 2002).

Vergleicht man die Beta-Diversitätsmuster der Nachtfalter auch auf niedrigerem taxonomischen Niveau (siehe Kapitel 4.2) von Unterfamilien bzw. Triben (Tabelle 9) mit Hilfe von Matrixkorrelationen nach Mantel (1967), so erhält man etwas weniger stark ausgeprägte, aber dennoch hochsignifikante Zusammenhänge, wie bei dem Vergleich der Nachtfalterfamilien (s.o.). Selbst die Diversitätsmuster der Pyraustinae zeigen mit den ausgewählten Unterfamilien bzw. Triben der Arctiidae eine relativ hohe Übereinstimmung ( $r = 0,71\text{--}0,85$ ). Die geringste Ähnlichkeit haben dabei logischerweise die Matrizen der Arctiinae (ohne Ctenuchini) und der Ctenuchini. Der deutlichste Zusammenhang lässt sich zwischen den Arctiinae (gesamter Datensatz) und den Arctiinae (ohne Ctenuchini) finden.

**Tabelle 9** Vergleich der Beta-Diversitätsmatrizen (gemessen als NESS-Index mit maximal möglichem  $m$ -Parameter) der Pyraustinae ( $m = 75$ ), Lithosiinae ( $m = 13$ ), Arctiinae gesamt ( $m = 16$ ), Arctiinae ohne Ctenuchini ( $m = 8$ ) und der Ctenuchini ( $m = 3$ ) mit Hilfe eines Matrixtest (Mantel 1967). Signifikante Unterschiede (nach sequenzieller Bonferroni-Korrektur nach Hochberg) sind mit Sternchen markiert: \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,0001$ .

	<b>Lithosiinae</b>	<b>Arctiinae (gesamt)</b>	<b>Arctiinae (ohne Cten.)</b>	<b>Ctenuchini</b>
<b>Pyraustinae</b>	$r = 0,79$ ***	$r = 0,85$ ***	$r = 0,81$ ***	$r = 0,71$ ***
<b>Lithosiinae</b>		$r = 0,84$ ***	$r = 0,76$ ***	$r = 0,70$ ***
<b>Arctiinae (gesamt)</b>			$r = 0,92$ ***	$r = 0,84$ ***
<b>Arctiinae (ohne Cten.)</b>				$r = 0,66$ ***

#### 4.4 SAISONALITÄT

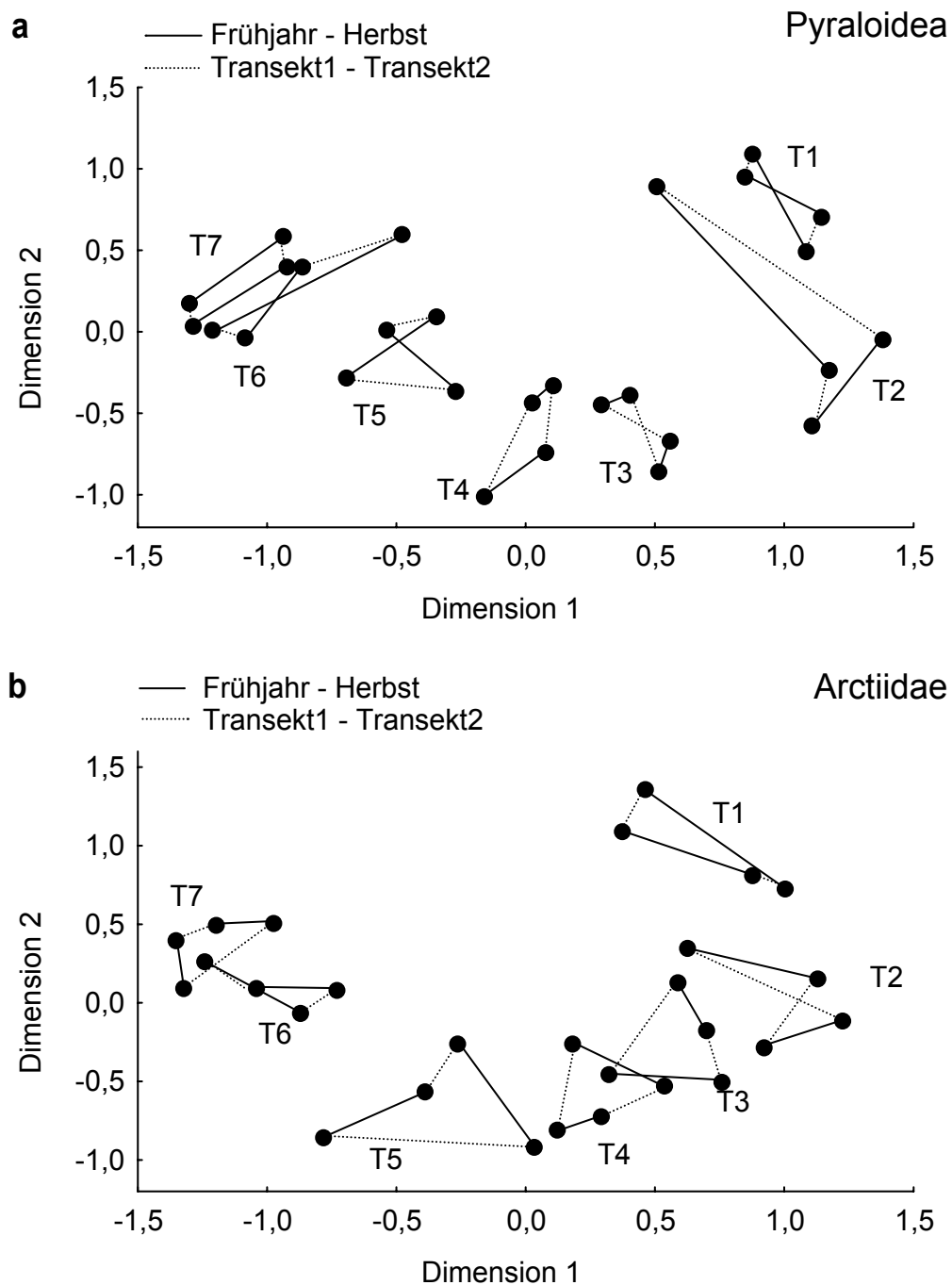
Von 14 Standorten (je sieben pro Transektweg zwischen 1800–2387 m ü. NN) liegen Daten aus zwei klimatisch völlig verschiedenen Jahreszeiten vor. Im April/Mai 1999 und im Oktober/November 1999 wurden diese Standorte jeweils dreimal beprobt. Diese Monate repräsentieren saisonale klimatische Extreme. Im April/Mai fielen in einem dreijährigen Mittel an der Klimastation im Gelände der ECSF (1950 m ü. NN) 219 bzw. 285 mm Niederschlag pro Monat. Der Mai war in dieser Zeit stets der feuchteste Monat des ganzen Jahres (P. Emck, pers. Mitt.). Im Gegensatz dazu herrscht im Oktober/November der sog. „veranillo“. In dieser trockensten Zeit des Jahres fielen nur 119 bzw. 71 mm Niederschlag pro Monat. Der November war dabei der insgesamt trockenste Monat des Jahres. Es war daher zu erwarten, dass sich diese saisonalen Effekte auch in den Nachtfaltergemeinschaften des tropischen Bergwaldes widerspiegeln würden. Wenn man die Lichtfangergebnisse (Tabelle 10) der beiden Perioden betrachtet, wurden in der trockenen Phase pro Standort bei gleichem Fangaufwand wesentlich mehr Falter gefangen als in der regenreichen Jahreszeit (Vergleich trockene Zeit mit nasser Zeit; Pyraloidea:  $t_{13df} = 2,67$ ,  $p < 0,05$ ; Arctiidae:  $t_{13df} = 5,41$ ,  $p < 0,001$ ). Auch die Artenzahl ist pro Standort im Oktober/November wesentlich größer (Pyraloidea:  $t_{13df} = 3,15$ ,  $p < 0,01$ ; Arctiidae:  $t_{13df} = 4,34$ ,  $p < 0,001$ ) als im April/Mai. In der Alpha-Diversität der Nachtfalter findet sich ebenso ein Unterschied zwischen den „Jahreszeiten“. Bei den Pyraloidea wie bei den Arctiidae ist die Gesamtstichprobe aus der trockeneren Zeit signifikant diverser als die aus den regnerischen Monaten (Fishers Alpha, Solow-Test; Pyraloidea:  $p < 0,05$ ; Arctiidae:  $p < 0,001$ ). Dabei ist dieser Unterschied allerdings bei den Pyraloidea gering, und die Differenz der Schätzwerte lässt sich anhand der Konfidenzintervalle nicht trennen. Auf eine Analyse auf der Ebene einzelner Standorte wird bewusst verzichtet, da die Stichprobenumfänge für verlässliche Schätzungen von Fishers Alpha zu klein sind.

**Tabelle 10** Individuen-, Artenzahlen und Fishers Alpha mit 95 % Konfidenzintervall (KI) der Pyraloidea und Arctiidae. Datengrundlage sind Fänge von 14 Standorten aus dem Stationsgebiet der ECSF in Südecuador. Jeder Lichtfangstandort wurde sowohl im April/Mai 1999 als auch im Oktober/November 1999 jeweils dreimal beprobt, und die Ergebnisse dieser 3 Fangnächte pro Jahreszeit und Standort wurden zusammengefasst.

	April/Mai			Oktober/November		
	Individuen	Arten	Alpha $\pm$ KI	Individuen	Arten	Alpha $\pm$ KI
<b>Pyraloidea</b>	1735	204	60,0 $\pm$ 5,0	2460	233	63,1 $\pm$ 4,7
<b>Arctiidae</b>	608	125	47,7 $\pm$ 6,1	1286	181	57,4 $\pm$ 5,4

Um die Ähnlichkeit der Lebensgemeinschaften zwischen feuchter und regnerischer Zeit zu vergleichen, wurde für alle möglichen Vergleichspaare der 14 Standorte für jede Periode der NESS-Index (Pyraloidea:  $m_{\max} = 18$ , Arctiidae:  $m_{\max} = 7$ ) berechnet. In Abbildung 19 sind die resultierenden Ordinationen nach nicht-linearer zweidimensionaler Skalierung für beide Taxa dargestellt. Alle Standorte werden wiederum in der ersten Dimension gemäß ihrer Höhenlage ordiniert (Korrelation der Dimension1 mit der Höhe; Pyraloidea:  $r = 0,96$ ,  $p < 0,0001$ ; Arctiidae:  $r = 0,92$ ,  $p < 0,0001$ ).

In Kapitel 4.3 konnte gezeigt werden, dass die Standorte einer Höhenstufe sich hinsichtlich ihrer Nachtfaltergemeinschaften ähnlicher sind als Standorte, die auf den Transektwegen ca. 100 Höhenmeter darüber oder darunter liegen. Um zu überprüfen, ob sich die Lebensgemeinschaften am identischen Standort zwischen den zwei Zeitperioden nicht stärker voneinander unterscheiden als von den räumlichen Replikaten (d. h. Standorten gleicher Höhenlage) im selben Fangzeitraum, werden zunächst die mittleren Faunenähnlichkeiten verglichen. Für die Berechnung dieser in Abbildung 19 graphisch skizzierten Distanzen werden die Originalwerte des NESS-Index verwendet, da der Stress-Wert der beiden Ordinationen mit 0,12 und 0,17 relativ hoch liegt und somit die Güte der Ordination nachlässt (Clarke 1993). Weder bei den Pyraloidea ( $MW_{\text{zeitlich}} = 0,76 \pm \text{SD } 0,13$ ,  $MW_{\text{räumlich}} = 0,83 \pm 0,10$ ,  $t_{13\text{df}} = -1,86$ , n.s.) noch bei den Arctiidae ( $MW_{\text{zeitlich}} = 0,77 \pm 0,13$ ,  $MW_{\text{räumlich}} = 0,91 \pm 0,32$ ,  $t_{13\text{df}} = -1,44$ , n.s.) kann ein signifikanter Unterschied gefunden werden. Tendenziell sind die Stichproben von Standorten derselben Höhenstufe innerhalb eines Probennahmezeitraumes nur geringfügig ähnlicher zueinander als Stichproben von identischen Standorten, aber aus beiden Fangperioden (d. h.  $MW_{\text{räumlich}} > MW_{\text{zeitlich}}$ ). Dies ist ein erster Hinweis darauf, dass Saisonalität keinen starken Einfluss auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften hat und dass sich die Stichproben über die „Jahreszeiten“ hinweg in ihrer Zusammensetzung sehr ähnlich sind.



**Abbildung 19** Nicht-lineare zweidimensionale Skalierung der Beta-Diversitätswerte (gemessen als NESS-Index mit maximal möglichem  $m$ -Parameter: Pyraloidea  $m = 18$ ; Arctiidae  $m = 7$ ) der Pyraloidea (a) und Arctiidae (b) im Kernbereich des Stationsgebietes der ECSF (T1–T7 = sieben Höhenstufen von 1800–2387 m ü. NN). Siehe auch Tabelle 2 in Kapitel 2. Der Stress für die Ordination der Pyraloidea beträgt 0,12 und 0,17 für die Arctiidae. Für alle sieben Höhenstufen gibt es jeweils vier Stichproben: von den zwei auf einer Höhenstufe befindlichen räumlichen Replikaten jeweils einen Wert vom Frühjahr und einen vom Herbst. Mit einer durchgezogenen Linie wurde die Distanz zwischen Stichproben vom selben Standort im Frühjahr und Herbst symbolisiert, mit einer gestrichelten Linie die Distanz zwischen den räumlichen Replikaten innerhalb des Frühjahrs bzw. Herbstes.

Eine 2-faktorielle MANOVA mit den beiden Dimensionswerten der MDS als abhängigen Variablen zeigt ein etwas differenzierteres Bild (Tabelle 11).

**Tabelle 11** Ergebnisse einer 2-faktoriellen MANOVA mit den Ordinationswerten der Endkonfiguration der MDS (siehe Abbildung 19) als abhängigen Variablen und der Saison und den sieben Höhenstufen als unabhängigen Faktoren. Dargestellt sind für die Pyraloidea und die Arctiidae Raos R, die Freiheitsgrade (FG), der Signifikanzwert und die Einzeleffekte bei einfaktorieller ANOVA.

<b>Pyraloidea</b>	<b>Raos R</b>	<b>FG 1</b>	<b>FG 2</b>	<b>p-Wert</b>	<b>einzelne Effekte</b>
<b>Saison</b>	11,93	2	13	<b>0,001</b>	Dim 1: $F_{1,14} = 0,95$ , n.s. Dim 2: $F_{1,14} = 15,70$ , $p < 0,005$
<b>Höhenstufe</b>	33,96	12	26	<b>&lt; 0,0001</b>	Dim 1: $F_{6,14} = 66,11$ , $p < 0,0001$ Dim 2: $F_{6,14} = 15,07$ , $p < 0,0001$
<b>Saison × Höhenstufe</b>	1,31	12	26	0,27	
<b>Arctiidae</b>					
<b>Saison</b>	4,69	2	13	<b>0,03</b>	Dim 1: $F_{1,14} = 7,73$ , $p < 0,05$ Dim 2: $F_{1,14} = 1,40$ , n.s.
<b>Höhenstufe</b>	33,64	12	26	<b>&lt; 0,0001</b>	Dim 1: $F_{6,14} = 56,10$ , $p < 0,0001$ Dim 2: $F_{6,14} = 22,74$ , $p < 0,0001$
<b>Saison × Höhenstufe</b>	0,85	12	26	0,60	

Sowohl bei den Pyraloidea als auch bei den Arctiidae zeigt sich das gleiche Ergebnis. Es lässt sich ein starker und hochsignifikanter Einfluss der Höhenstufen auf die ordinierten Standorte nachweisen. Außerdem gibt es einen weitaus schwächeren, aber signifikanten Zusammenhang mit dem Faktor Saison. Die Nachtfalterzönosen der Standorte unterscheiden sich also überzufällig zwischen den zwei Jahreszeiten, doch sind diese saisonalen Einflüsse deutlich weniger ausgeprägt als der Höheneffekt. Eine signifikante Interaktion der Faktoren Höhenlage und Saison lässt sich für keine der beiden Nachtfaltergruppen zeigen. Die Betrachtung der Einzeleffekte ergibt ferner, dass nicht jeweils eine der beiden Dimensionen alleine für die Ausprägung des Faktors Saison oder Höhe verantwortlich ist, sondern dass das Zusammenwirken beider Dimensionen die Stichproben zeitlich und räumlich trennt. Dabei ist die schwache saisonale Verschiebung der Faunen im Falle der Pyraloidea ausschließlich entlang der 2. Ordinationsachse abgebildet, bei den Arctiidae hingegen nur auf der 1. Ordinationsachse. Zumindest bei den Pyraloidea ist demnach die 2. Ordinationsachse auch ökologisch interpretierbar (zu „Hufeisen“- bzw. „Bogen“-Effekten bei Ordinationen vgl. Kapitel 4.3 – Ergebnisse und Kapitel 5.4 – Diskussion).

Eine nähere Betrachtung der Artenlisten zeigt, dass der Prozentsatz an Arten, die in nur einer der beiden Saisonen des Jahres 1999 im Kerngebiet der ECSF am Licht auftraten (Pyraloidea: 60,27 %; Arctiidae: 54,77 %), extrem groß ist (Tabelle 12). Es gab demnach tatsächlich einen erheblichen Artenturnover zwischen den beiden Fangperioden im Kerngebiet der ECSF. Allerdings ist dieser Turnover in starkem Maße durch Zufallseffekte überlagert. So müssen Einzelstücke notwendigerweise als „saisonal“ eingestuft werden, da das einzige nachgewiesene Exemplar eben entweder im April/Mai oder Oktober/November gefangen wurde. Über eine „wirkliche“ Saisonalität der betreffenden Art sagt dies nichts aus. Im Anteil dieser Singletons gab es weder bei den Zünslern noch bei den Bärenspinnern einen signifikanten Unterschied zwischen den Fangperioden (Pyraloidea:  $\chi^2_{1df} = 2,42$ , n.s.; Arctiidae:  $\chi^2_{1df} = 0,59$ , n.s.). Aber in beiden Perioden und beiden Taxa war eine deutliche Mehrheit der scheinbar für eine Jahreszeit „exklusiven“ Arten nur durch jeweils ein Einzelstück in den Stichproben vertreten. Lässt man alle Singletons außer Acht, traten 79 von 312 Pyraloidea-Arten (25,3 %) und 49 von 210 Arctiidae-Arten (23,3 %) im Jahre 1999 im Kerngebiet der ECSF in nur einer von beiden „Saisonen“ auf.

**Tabelle 12** Zahl der Arten von den Pyraloidea und Arctiidae, die nur in einer der beiden Zeitperioden nachgewiesen wurden. Datengrundlage sind insgesamt 84 Fänge von 14 Standorten aus dem Stationsgebiet der ECSF in Südecuador. Jeder Lichtfangstandort wurde sowohl im April/Mai 1999 als auch im Oktober/November 1999 dreimal beprobt.

	<b>April/Mai</b> <b>(davon Singletons in Prozent)</b>	<b>Oktober/November</b> <b>(davon Singletons in Prozent)</b>	<b>von insgesamt</b>
<b>Pyraloidea</b>	79 (64,56 %)	109 (53,21 %)	312
<b>Arctiidae</b>	30 (63,33 %)	85 (55,29 %)	210

Bei der Betrachtung der abundanteren Vertreter der Pyraloidea und Arctiidae ist eine Gruppe von Arten auffällig, die in beiden Zeiträumen vorkamen, aber in ihrer Abundanz einen deutlichen Schwerpunkt in einer der beiden Perioden hatten (Tabelle 13). Es werden für diese Analyse alle Arten ausgewählt, die insgesamt mit über 10 Individuen in mindestens einer Zeitperiode vorkamen. Diese Grenze wird gewählt, um sicherzugehen, dass die beobachteten Unterschiede nicht allein auf zufälligen Nachweiseffekten beruhen. Insgesamt gab es sieben von 42 Pyraloidea-Arten mit der größeren relativen Abundanz in der trockenen Jahreszeit. Keine von den 30 ausgewählten Arctiidae-Arten hatte einen signifikanten Schwerpunkt im Oktober/November. Dagegen standen vier Pyraloidea-Arten und eine Arctiidae-Art mit Abundanzschwerpunkt im April/Mai.



**Tabelle 13** Individuenzahlen der Arten (Pyraloidea: 30 Arten, Arctiidae: 15 Arten), die mit mehr als 10 Individuen in mindestens einer Zeitperiode gefangen wurden. Jeder Lichtfangstandort wurde sowohl im April/Mai 1999 als auch im Oktober/November 1999 dreimal beprobt. Markiert (fett) ist jeweils die Phase, in der die Art signifikant häufiger war. Für die  $\chi^2$ -Tests wurden die beobachteten Häufigkeiten jeder einzelnen Art in den beiden Fangperioden den Erwartungswerten gegenübergestellt, die sich aus der Gesamtverteilung aller Pyraloidea bzw. Arctiidae auf die beiden Jahreszeiten ergaben (vgl. Tabelle 10). Signifikante Unterschiede ( $\chi^2$ -Test nach sequenzieller Bonferroni-Korrektur nach Hochberg) sind mit Sternchen markiert: \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,0001$ . Taxonnummern vgl. Tabelle 30 und Tabelle 31 im Anhang.

Pyraloidea				Arctiidae			
Taxon	April/ Mai	Oktober/ November	$\chi^2$ (df = 1)	Taxon	April/ Mai	Oktober/ November	$\chi^2$ (df = 1)
30	3	14	2,30 n.s.	2	7	31	1,88 n.s.
35	60	<b>219</b>	25,49 ***	11	9	13	0,37 n.s.
37	5	32	7,20 n.s.	12	3	12	0,57 n.s.
41	87	<b>234</b>	14,49 **	15	2	10	0,77 n.s.
42	161	<b>393</b>	18,36 ***	93	7	10	0,30 n.s.
43	35	<b>121</b>	12,77 **	103	6	10	0,10 n.s.
44	1	13	4,46 n.s.	194	6	10	0,10 n.s.
45	1	<b>25</b>	10,45 **	249	11	21	0,038 n.s.
48	8	29	3,34 n.s.	252	5	16	0,36 n.s.
51	4	14	1,52 n.s.	267	10	2	6,46 n.s.
53	7	21	1,69 n.s.	273	34	100	1,48 n.s.
57	18	45	2,27 n.s.	277	3	11	0,41 n.s.
59	<b>187</b>	13	123,79 ***	279	10	17	0,15 n.s.
60	<b>45</b>	1	34,65 ***	312	58	83	2,48 n.s.
61	10	5	1,94 n.s.	324	7	23	0,58 n.s.
62	37	<b>45</b>	0,24 n.s.	327	27	43	0,64 n.s.
67	5	20	2,68 n.s.	331	10	8	2,01 n.s.
84	10	1	6,03 n.s.	332	<b>26</b>	17	6,96 n.s.
88	6	13	0,39 n.s.	335	5	30	3,12 n.s.
93	<b>101</b>	11	59,29 ***	355	21	20	3,08 n.s.
106	27	<b>95</b>	10,41 **	356	58	75	3,75 n.s.
121	4	20	3,56 n.s.	362	3	29	5,03 n.s.
122	11	15	0,005 n.s.	365	6	51	7,91 n.s.
124	4	<b>51</b>	17,37 ***	375	4	43	8,08 n.s.
126	63	44	6,57 n.s.	376	<b>23</b>	6	13,10 **
128	14	28	0,82 n.s.	377	13	18	0,64 n.s.
130	2	22	7,02 n.s.	378	5	13	0,081 n.s.
134	33	20	4,64 n.s.	380	6	53	8,51 n.s.
135	35	16	7,66 n.s.	408	<b>14</b>	<b>15</b>	1,58 n.s.
136	20	15	1,74 n.s.	451	14	80	7,74 n.s.
164	<b>220</b>	73	68,50 ***				
168	37	16	8,69 n.s.				
173	10	19	0,29 n.s.				

Pyraloidea				Arctiidae			
Taxon	April/ Mai	Oktober/ November	$\chi^2$ (df = 1)	Taxon	April/ Mai	Oktober/ November	$\chi^2$ (df = 1)
174	18	29	0,09 n.s.				
175	23	27	0,22 n.s.				
177	10	10	0,30 n.s.				
223	3	24	6,39 n.s.				
230	1	10	3,04 n.s.				
242	12	9	1,04 n.s.				
434	2	10	1,77 n.s.				
437	3	13	1,95 n.s.				
765	1	19	7,42 n.s.				

Demnach gibt es zwar eine Zahl von Arten, die überzufällige „saisonale“ Abundanzschwankungen aufweisen, aber diese Arten kommen mehr oder weniger „ganzjährig“ vor, und bezogen auf den gesamten nachgewiesenen Artenbestand (vgl. Tabelle 10 für die vorangegangenen Betrachtungen) sind 11 Pyraloidea-Arten und eine Arctiidae-Art mit ausgeprägter „saisonaler“ Abundanzdynamik sehr wenig. Von den abundanten Arten (über 10 Individuen in mindestens einer Fangperiode) gibt es nur acht Arten der Pyraloidea und zwei Arten der Arctiidae, die ausschließlich im Oktober/November gefangen wurden. Scheinbar ausschließlich in der feuchten Fangperiode wurde nur eine abundante Arctiidae-Art nachgewiesen. 34 der 79 Arten der Pyraloidea, die im Jahr 1999 ausschließlich im April/Mai gefangen wurden, wurden im Jahr 2000 auch im Oktober/November beobachtet (17 im Kerngebiet, 14 an tiefer gelegenen und drei an höheren Lichtfangstandorten). Bei den Arctiidae gibt es 17 von 30 Arten, davon fünf Arten im Kerngebiet, vier Arten an tiefer und acht an höher gelegenen Standorten. Zu einem erheblichen Teil spiegeln demnach die im Vergleich der beiden Fangperioden von 1999 für einen Teilbereich des Höhengradienten herausgearbeiteten „Saisoneffekte“ eher standortspezifische Dynamiken wieder als echte Saisonalität.

#### 4.5 GAMMA-DIVERSITÄT UND ERFASSUNGSGRAD

Aufgrund der hohen Beta-Diversität (siehe Kapitel 4.3 und 4.4) und des damit verbundenen Artenturnovers zwischen einzelnen Lichtfangstandorten, ist zu erwarten, dass die Artenvielfalt mit zunehmender geographischer Skala noch stark ansteigt. Angefangen von der durchschnittlichen Artenvielfalt (gemessen als Fischers Alpha) an einem einzigen Leuchtstandort (Tabelle 14), wächst die Diversität über die Vielfalt des „Kerngebietes“

(wie oben) bis zum gesamten Untersuchungsgebiet bei den Pyraloidea um ca. das Vierfache und bei den Arctiidae um ca. das Dreifache.

**Tabelle 14** Alpha-Diversität mit zunehmender geographischer Skala (gemessen als Fishers Alpha mit: KI = 95 % Konfidenzintervall). Von den einzelnen 22 Leuchtstandorten wird der Mittelwert (MW) als Maß für die mittlere lokale Vielfalt gebildet. Das Kerngebiet beinhaltet die 14 Standorte im Gebiet der ECSF zwischen 1800–2387 m ü. NN, das gesamte Untersuchungsgebiet den Höhengradienten von 1040–2675 m ü. NN.

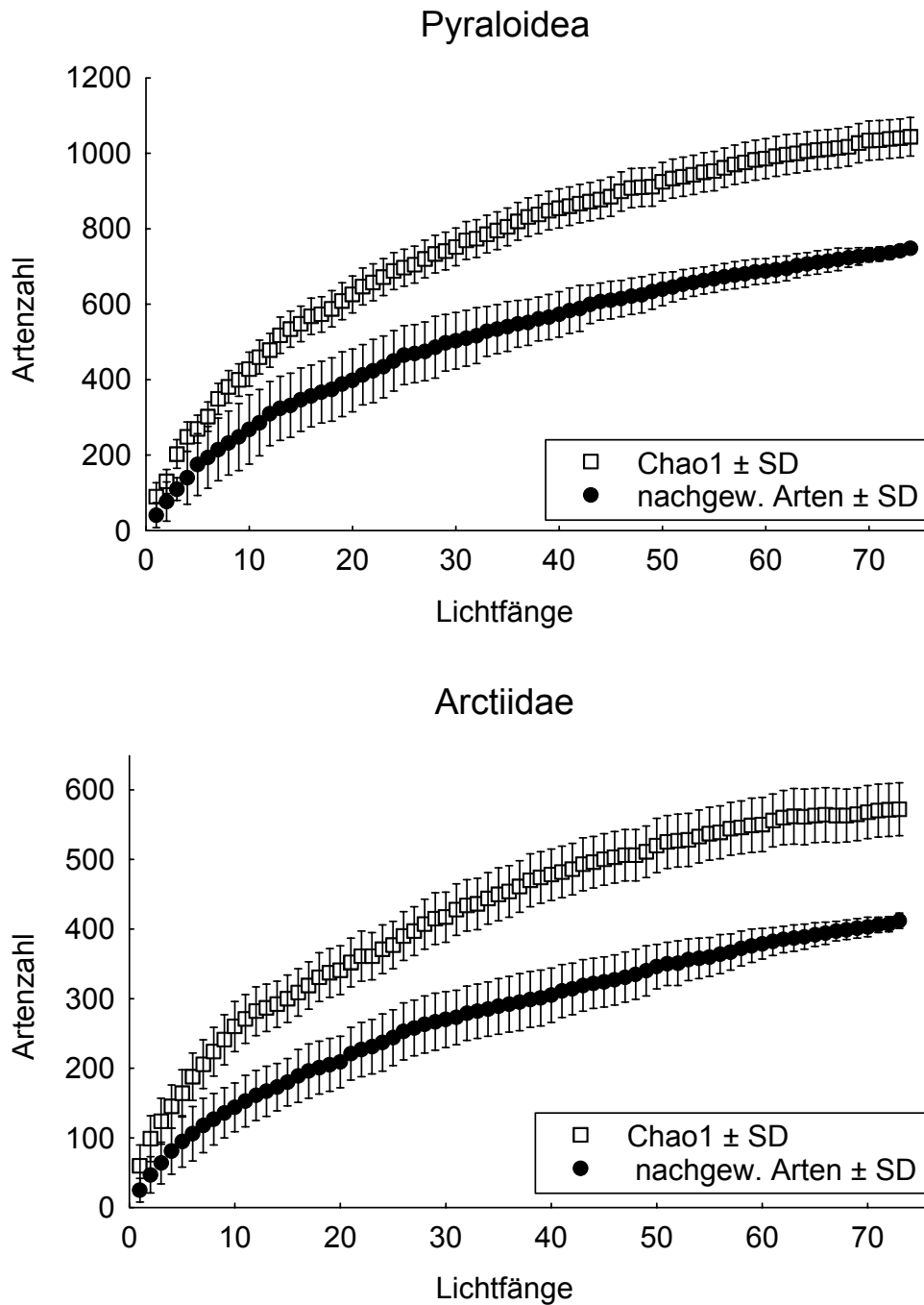
	<b>Pyraloidea</b>	<b>Arctiidae</b>
	<b>Alpha ± KI</b>	<b>Alpha ± KI</b>
<b>Leuchtstandorte (MW von 22)</b>	46,7 ± KI 12,8	34,9 ± KI 4,1
<b>Kerngebiet</b>	90,8 ± KI 4,9	69,4 ± KI 4,8
<b>gesamtes Untersuchungsgebiet</b>	185,1 ± KI 7,1	111,6 ± KI 6,1

Der Anteil der nachgewiesenen an den erwarteten Artenzahlen nach dem Schätzverfahren Chao1 verbessert sich auf derselben geographischen Skala bei den Pyraloidea von 54 % auf 71,8 % und bei den Arctiidae von 49,6 % auf 73,8 % (Tabelle 15). Somit sind auf dem Landschaftsniveau in beiden Familien beinahe dreiviertel der zu erwartenden Arten nachgewiesen worden.

**Tabelle 15** Geschätzte Artenzahlen mit zunehmender geographischer Skala (gemessen als Chao1 Schätzer mit SD = Standardabweichung). Zusätzlich werden in Klammern die jeweiligen nachgewiesenen Artenzahlen angegeben. Von den einzelnen Leuchtstandorten wird der Mittelwert (MW) gebildet. Das Kerngebiet beinhaltet die 14 Standorte im Gebiet der ECSF zwischen 1800–2387 m ü. NN, das gesamte Untersuchungsgebiet den Höhengradienten von 1040–2675 m ü. NN.

	<b>Pyraloidea</b>	<b>Arctiidae</b>
	<b>Chao1 ± SD (Artenzahl)</b>	<b>Chao1 ± SD (Artenzahl)</b>
<b>Leuchtstandorte (MW von 22)</b>	196 ± 107 (107 ± 61)	129 ± 61 (64 ± 23)
<b>Kerngebiet</b>	522 ± 37 (372)	366 ± 31 (261)
<b>gesamtes Untersuchungsgebiet</b>	1042 ± 51 (748)	562 ± 35 (415)

Betrachtet man zusätzlich die randomisierten Artenakkumulationskurven der nachgewiesenen Arten sowie nach dem Schätzer Chao1 über alle Lichtfangabende (Abbildung 20), so wird deutlich, dass in beiden Familien die Artengemeinschaften noch nicht vollständig erfasst sind. Allerdings sind die Kurven bereits soweit abgeflacht, dass eine Verbesserung des Bearbeitungsstandes nur durch eine sehr große Steigerung des Arbeits- bzw. Zeitaufwandes erreicht werden könnte.



**Abbildung 20** Randomisierte Artenakkumulationskurve aller Pyraloidea (a) und Arctiidae (b) des gesamten bearbeiteten Höhengradienten (tatsächlich nachgewiesene Arten und Chao1-Schätzer mit SD = Standardabweichung) als Funktion der Anzahl durchgeführter Lichtfänge.

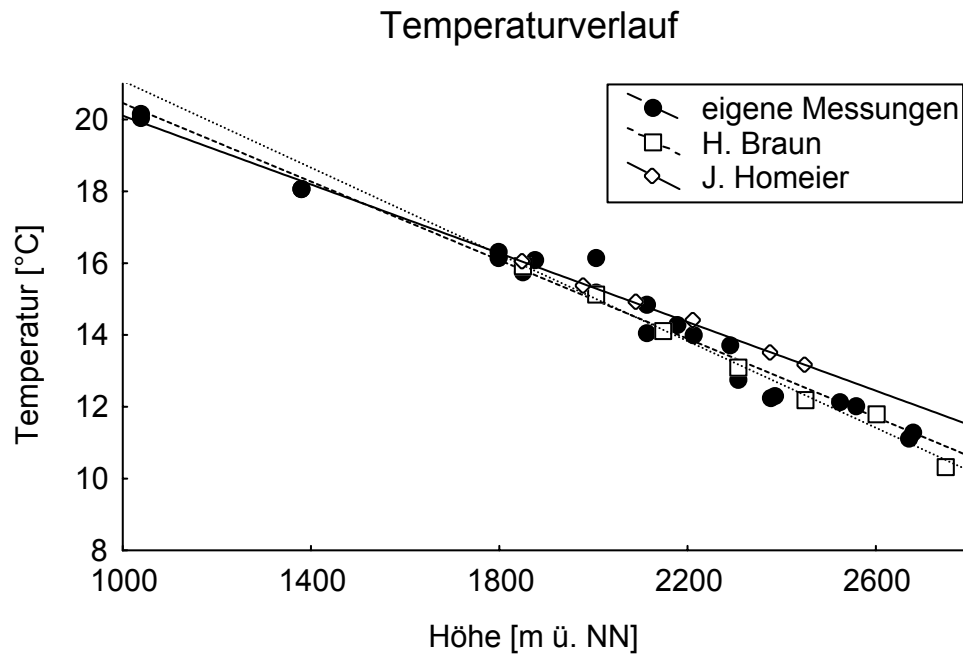
## 4.6 ABIOTISCHE UND BIOTISCHE PARAMETER DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES

In den bisherigen Kapiteln konnten Muster der Alpha- und Beta-Diversität aufgedeckt und beschrieben werden. Im folgenden Schritt werden Beziehungen zwischen diesen Mustern und anderen ökologisch relevanten Parametern untersucht. Hierzu wurden eigene Messungen der Temperatur, des Kronenschlusses und der Höhe durchgeführt. Im Rahmen der interdisziplinären Forschergruppe „Funktionalität in einem tropischen Bergregenwald Südecuadors: Diversität, dynamische Prozesse und Nutzungspotential unter ökosystemaren Gesichtspunkten“ sind Daten aus anderen Fachrichtungen verfügbar, von denen solche, die potenziell die Ökologie von Herbivoren beeinflussen können und gleichzeitig in hinreichendem Umfang vorliegen, für die Analysen ausgewählt wurden: Waldstruktur (Paulsch 2002), Baumdiversität (Homeier, pers. Mitt.) und Lianendiversität (Matezki, pers. Mitt.). Ergebnisse aus anderen Untersuchungen werden an späterer Stelle diskutiert: Floristik (Bussmann 2001b), Epiphytendiversität (Werner 2002), Diversität von Spannern (Brehm 2002), Diversität von Laubheuschrecken (Braun 2002), Diversität von Fledermäusen (Matt 2001) und Stickstoffhaushalt der Böden (Schrumpf *et al.* 2001). Die Klimadaten von Emck (pers. Mitt.) stammen von drei Klimastationen und bieten zwar ausgezeichnete Informationen über das vorherrschende Mesoklima, sind aber für kleinskalige Untersuchungen entlang des Höhentransekts nicht ausreichend fein aufgelöst. In den folgenden Abschnitten sollen zunächst die Daten, die für weiterführende Analysen verwendet werden konnten, näher vorgestellt und ihre weitere Aufarbeitung beschrieben werden.

### 4.6.1 TEMPERATUR

Lufttemperaturen an den Leuchtstandorten wurden mit einem einfachen digitalen Thermometer (siehe Kapitel 3.1) punktuell jeweils genau zeitparallel zu den Lichtfängen für jeweils drei Stunden gemessen. Als Temperaturwert diente der Mittelwert über alle sieben Messungen pro Standort und Leuchtabend, gemittelt über alle Fangwiederholungen eines jeden Standortes. Um zu überprüfen, inwieweit diese (relativ groben) Messungen das Temperaturgeschehen entlang des Höhentransekts brauchbar wiedergeben, werden sie mit kontinuierlichen Messungen mittels sog. „data-logger“ (H. Braun und J. Homeier, pers. Mitt.) verglichen (Abbildung 21). Die Messwerte von H. Braun stammen von sieben „data-loggern“ (Hobo H8 Pro, Onset Computer Corporation, Bourne Massachusetts), die im

Abstand von ca. 150 Höhenentern entlang des Transektweges (Transektweg 2, Transektweg 1, Antennenbergweg) im Bereich der ECSF ausgelegt waren. Die Logger waren zwischen 0,5 und 2 m vom Boden entfernt platziert und verschieden exponiert. Die Messreihe von H. Braun überdeckt den Höhenbereich von 1850–3600 m ü. NN, geht also im oberen Bereich deutlich über den mit Lichtfängen bearbeiteten Höhentransekt hinaus. Aus jedem Datenlogger wurde der Temperaturmesswert für 19:00 Uhr ausgelesen. Zu diesem Zeitpunkt war es im Untersuchungsgebiet dunkel und die Aktivität der meisten Nachtfalter setzte ein. Als Temperatur-Kennwert jedes Loggerstandortes wurde der Mittelwert täglicher Messungen über den Zeitraum von August 1999 bis Januar 2000 berechnet. Die Temperaturmessdaten von J. Homeier entstammen sechs „data-loggern“ (Hobo H8 Pro, Onset Computer Corporation, Bourne Massachusetts), die alle in 2 m Höhe im Bestand in Abständen von 80–160 Höhenmetern am Transektweg 2 angebracht waren. Hierbei wurde nur ein vergleichsweise kleiner Höhenausschnitt (1850–2450 m ü. NN) erfasst. Als Temperatur-Kennwerte der Loggerstandorte wurden die halbstündlichen (außer Plot1 zehnminütig) Messungen eines jeden Tages über den Zeitraum von 18:30–21:30 Uhr (entspricht exakt der Dauer der Lichtfänge) aus Messungen in den Monaten März und April 2002 gemittelt. Die Korrelationen der drei Messungen mit der Höhe sind alle hochgradig linear und signifikant (siehe auch Tabelle 16), obwohl mit verschiedenen Geräten, zu verschiedenen Jahreszeiten und an nicht identischen Ausschnitten aus dem Höhengradienten gemessen wurde. Die Steigungen der drei Regressionsgeraden unterscheiden sich nicht signifikant voneinander (Vergleich zweier Regressionskoeffizienten nach Sachs 1992: eigene Messungen versus H. Braun:  $t_{25df} = 1,07$ , n.s.; eigene Messungen versus J. Homeier:  $t_{24df} = 1,08$ , n.s.; H. Braun versus J. Homeier:  $t_{9df} = 2,19$ ,  $p = 0,056$  n.s.). Die Temperaturabnahme liegt bei ca. einem halben Kelvin pro 100 m Höhe ü. NN. Aufgrund der hervorragenden Übereinstimmung werden die eigenen Temperaturmesswerte als hinreichend repräsentativ betrachtet, zumal sie exakt von den Standorten und Zeitpunkten der Stichprobennahmen der Nachtfalter stammen. Daher werden diese Messwerte im nachfolgenden Kapitel für multiple Regressionsmodelle verwendet.



**Abbildung 21** Temperaturverlauf im Höhengradienten in Südecuador. Dargestellt sind eigene Messungen gemittelt von 18:30–21:30 Uhr aus allen drei Fangperioden, tägliche Messungen von H. Braun um 19:00 Uhr und gemittelt von August 1999 bis Januar 2000 sowie Messungen von J. Homeier gemittelt von 18:30–21:30 Uhr und aus dem Zeitraum März/April 2002.

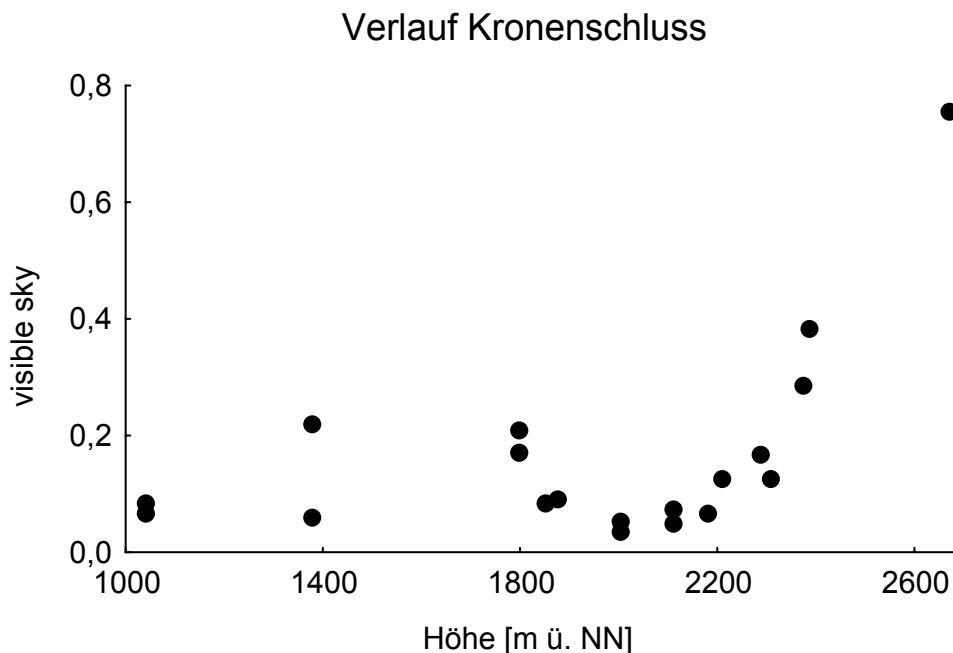
**Tabelle 16** Korrelationen zwischen Temperatur (T) und Höhenlage (H) und Temperaturabnahme pro 100 m Höhe ü. NN in eigenen Temperaturmessungen gemittelt von 18:30–21:30 Uhr aus allen drei Fangperioden, in Messungen von H. Braun um 19:00 Uhr und gemittelt von August 1999 bis Januar 2000 und in Messungen von J. Homeier gemittelt von 18:30–21:30 Uhr und aus dem Zeitraum März/April 2002.

Messungen	Korrelation (Pearson)	Geradengleichung	Temperaturabnahme pro 100 m Höhe ü. NN
<b>eigene</b>	$r = -0,987$ $p < 0,0001$	$T = 25,9 - 0,0055 * H$	0,54 K
<b>H. Braun</b>	$r = -0,996$ $p < 0,0001$	$T = 27,1 - 0,0060 * H$	0,62 K
<b>J. Homeier</b>	$r = -0,999$ $p < 0,0001$	$T = 24,9 - 0,0048 * H$	0,48 K

#### 4.6.2 KRONENSCHLUSS

In Bombuscaro sind die Leuchtstandorte von einem relativ dichten Kronenraum überdacht (Abbildung 22). Einer der beiden Standorte an der „Alten Strasse“ ist etwas lichter. Die

beiden Standorte am Fluss haben ebenfalls einen größeren Lichteinfall als der sich nach oben anschliessende Waldbereich. Ab 2200 m ü. NN wird der Wald dann von Standort zu Standort rasch lichter, und die Baumbeschattung nimmt stark ab. Die Werte dieser Messungen werden im nächsten Kapitel in einem multiplen Modell eingesetzt.

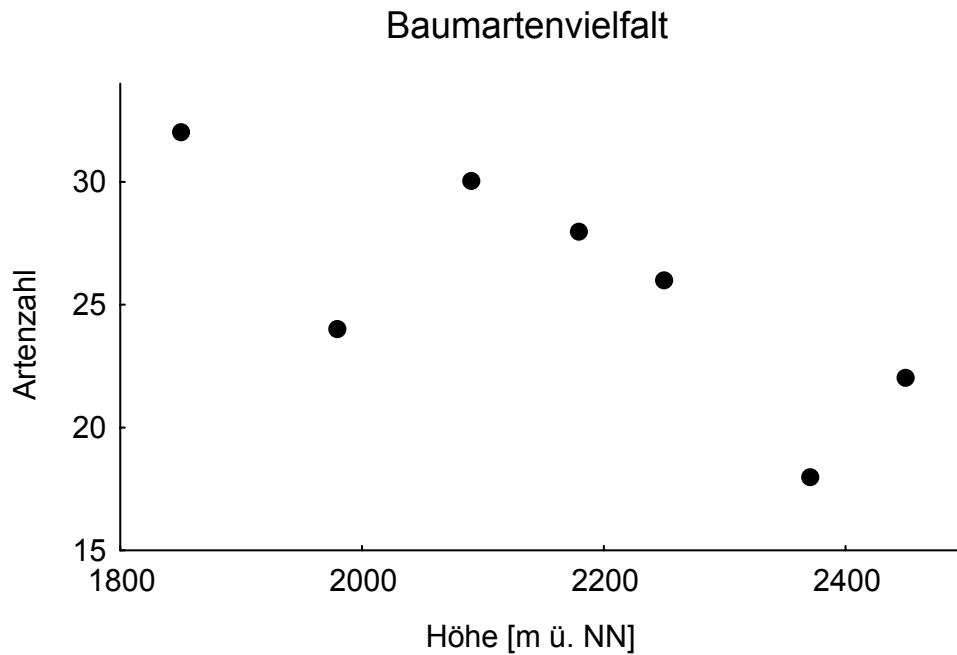


**Abbildung 22** Verlauf des Kronenschlusses (gemessen als „visible sky“) im Höhengradienten in Südecuador.

#### 4.6.3 BAUMDIVERSITÄT

Daten zur Baumdiversität wurden von J. Homeier zur Verfügung gestellt. Er untersuchte alle Bäume pro Standort (auf jeweils 400 m<sup>2</sup> großen Probestflächen), die einen Durchmesser  $\geq 5$  cm in Brusthöhe hatten. Insgesamt befanden sich sieben seiner Standorte in der Nähe von Lichtfangstandorten (im Abstand von 10–40 Höhenmetern) in einem Höhenbereich von 1850–2450 m ü. NN auf dem Transekt 2. Weil die Individuenzahlen pro Standort alle unter 100 (49–98) lagen, wurde darauf verzichtet, einen Alpha-Diversitätsindex darzustellen. Abbildung 23 zeigt den Verlauf der Baumvielfalt im Höhengradienten. Aufgrund der geringen Zahl von Standorten ist eine Korrelation mit der Höhe ( $r_s = -0,75$ ,  $p = 0,05$ ) nur marginal signifikant. Die Beta-Diversität der Bäume ändert sich entlang der Höhe linear. Eine Korrelation der Werte der Dimension 1 einer MDS-Ordination (berechnet aus dem Sørensen-Index, Graphik nicht dargestellt) mit der Höhe ergibt einen starken linearen Zusammenhang ( $r = -0,99$ ,  $p < 0,0001$ ).





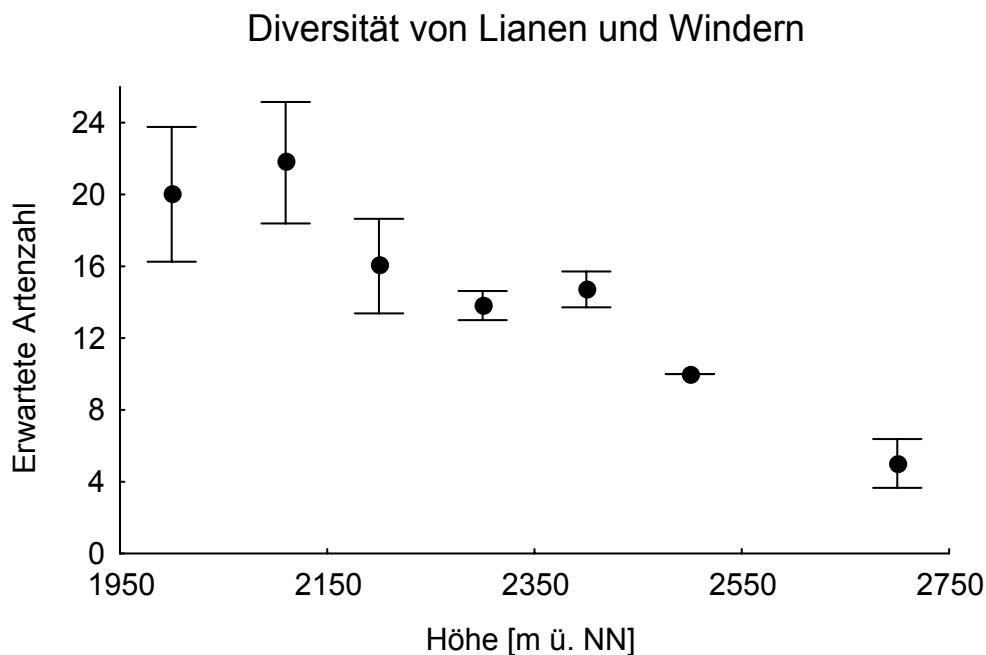
**Abbildung 23** Anzahl der Baumarten an sieben ausgewählten Standorten im Höhengradienten in Südecuador (Daten von J. Homeier, pers. Mitt.).

Für multivariate Analysen ist die Zahl der vergleichbaren Standorte zu gering. Um dennoch zu überprüfen, ob es einen Zusammenhang zwischen den Diversitätsmustern der Bäume und der Nachtfalter im Höhengradienten gibt, wurden einzelne Korrelationen berechnet. Es findet sich kein signifikanter Zusammenhang der Baumartenzahl mit der Alpha-Diversität der Nachtfalter (Pyraloidea:  $r_s = 0,71$ , n.s.; Arctiidae:  $r_s = 0,29$ , n.s.). Danach wurden sowohl für die Pyraloidea als auch für die Arctiidae nur die Baumarten in dem Datensatz der sieben Baumstandorte belassen, die zu Pflanzenfamilien gehören, die als Futterpflanzen der Nachtfalter bekannt sind (siehe auch Kapitel 4.9.1). Die darauffolgenden Korrelationen mit der Alpha-Diversität der Herbivoren (Pyraloidea:  $r_s = 0,20$ , n.s.; Arctiidae:  $r_s = 0,11$ , n.s.) belegen ebenfalls keinen signifikanten Zusammenhang. Allerdings ist mit  $n = 7$  Standorten die statistische Power einer solchen Analyse sehr gering.

#### 4.6.4 DIVERSITÄT VON WINDERN UND LIANEN

Angaben zu Vorkommen und Vielfalt von Lianen und Windern im Untersuchungsgebiet konnten für sieben Flächen in der Nähe von Lichtfangstandorten (im Abstand von 3–50 Höhenmetern) in einem Bereich von 2000–2700 m ü. NN auf dem Transekt 2 erhalten werden (S. Matezki, pers. Mitt.). Da die Flachengröße der untersuchten Standorte nicht einheitlich ist, die unteren drei betragen 400 m<sup>2</sup> und die oberen vier 100 m<sup>2</sup>, wurde zur

Untersuchung der Alpha-Diversität die Rarefaction-Methode nach Hurlbert verwendet. Die Alpha-Diversität der Schlingpflanzen nimmt mit der Höhe sehr deutlich ab ( $r_s = -0,93$ ,  $p < 0,005$ ). Die Beta-Diversität der Winder und Lianen ändert sich, wie bei den Bäumen, entlang der Höhe linear. Eine Korrelation der Werte der Dimension 1 einer MDS Ordination (berechnet aus dem Sørensen-Index, Graphik nicht dargestellt) mit der Höhe ergibt einen starken linearen Zusammenhang ( $r = -0,91$ ,  $p < 0,005$ ).



**Abbildung 24** Diversität der Winder und Lianen (gemessen als **Erwartete Artenzahl nach Hurlbert**, jeweils mit 95 % Konfidenzintervall) im Höhengradienten in Südecuador. Die Standorte werden verglichen bei der größtmöglichen gemeinsamen Individuenzahl von 66 Individuen.

Für multivariate Analysen ist die Zahl der vergleichbaren Standorte wiederum zu gering. Um dennoch zu überprüfen, ob es einen Zusammenhang zwischen den Diversitätsmustern der Lianen und Winder und der Nachtfalter im Höhengradienten gibt, wurden einzelne Korrelationen berechnet. Sie ergeben für keine der beiden Nachtfalterfamilien einen signifikanten Befund (Pyraloidea:  $r_s = 0,64$ , n.s.; Arctiidae:  $r_s = 0,43$ , n.s.). Ebenso wie bei der Baumdiversität wurden sowohl für die Pyraloidea als auch für die Arctiidae nur die Lianen- und Winderarten in dem Datensatz der sieben Standorte belassen, die zu Pflanzenfamilien gehören, die als Futterpflanzen der Nachtfalter bekannt sind (siehe auch Kapitel 4.8.1). Die darauffolgenden Korrelationen mit der Alpha-Diversität der Herbivoren (Pyraloidea:  $r_s = 0,70$ ,  $p = 0,08$  n.s.; Arctiidae:  $r_s = 0,34$ , n.s.) belegen keinen signifikanten Zusammenhang – höchstens einen Trend bei den Pyraloidea – und weisen somit auch auf keinen direkten Einfluss der Lianen- und Windervielfalt auf die Änderung der Falterdiversität mit der Höhe hin.

#### 4.6.5 WALDSTRUKTUR

Paulsch (2002) entwickelte ein System zur Klassifizierung der Bergwaldvegetation auf der Basis struktureller Vegetationsmerkmale. Von seinen 139 Probenflächen (je 400 m<sup>2</sup> groß) wurden 16 ausgewählt, die in der Nähe von Lichtfangstandorten (im Abstand von 0–74 Höhenmetern) auf den Transekten des Stationsgebietes lagen. Zusätzlich konnten die Daten von zwei Standorten aus Bombuscaro in die Analyse miteingehen, wo D. Piechowski (pers. Mitt.) das von Paulsch entwickelte System anwendete. Alles in allem können so 18 Standorte berücksichtigt werden. Die Klassifizierung von Paulsch (2002) stützt sich auf 151 quantitativ erfasste Strukturmerkmale, die in drei verschiedene Strata aufgenommen wurden. Verwendbar waren für die nachfolgenden Analysen die Daten der Strata 1 und 3, der niedrigsten und höchsten Ebene im Wald. Stratum 2 war an den 18 ausgewählten Standorten zu wenig ausgeprägt und wurde daher ausgeschlossen. Für die Analysen wurden die Informationen aus beiden Strata zusammengefasst und gemittelt. Aus der großen Zahl an Variablen wurden diejenigen ausgewählt, bei denen eine Relevanz für herbivore Organismen vermuten werden kann: Anzahl Bäume, Blattform, Blattkonsistenz, Blattgröße, epiphytische (e.) Flechten, e. Moose, e. Farne, e. Aronstabgewächse, e. Bromelien, e. Orchideen, Summe der Epiphyten, Lianen, Kletterer, Würger, Palmen, Baumfarne und Bodenbromelien. Für all diese Parameter sind rangskalierte Daten verfügbar. Variablen, wie beispielsweise „e. Bromelien am Ast“ und „e. Bromelien am Stamm“ wurden zusammengefasst und gemittelt. Parameter wie z. B. Stammtypen, Beschaffenheit der Borke oder Form und Entwicklung der Baumkrone wurden weggelassen. Variablen, die an keinem der ausgewählten Standorte einen von Null verschiedenen Wert hatten, wurden ebenfalls aus der Analyse ausgeschlossen. So blieb ein Datensatz von 33 Strukturvariablen für die Analyse übrig (Tabelle 28 im Anhang).

Um den Einfluss der Waldstruktur auf die Falterdiversität zu untersuchen, wurden diese immer noch große Zahl an Variablen mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse weiter reduziert. Bei der Analyse wurden nach dem Scree-Test 4 Faktoren ausgewählt, die zusammen 63,5 % der Variabilität der Daten erklären. Die Beziehungen der extrahierten 4 Hauptkomponenten zu den Originalvariablen werden durch die Faktorladungen (Tabelle 28 im Anhang) beschrieben. Mit hoher Faktorladung (über 0,7) finden sich im Faktor 1 Variablen über die Zahl der Bäume, der Bodenbromelien, der Cyclanthaceae, verschiedene Blattformen, -größen oder -konsistenzen sowie Flechten. In Faktor 2 werden Informationen zu Bambus, Baumfarnen und Kletterpflanzen zusammengefasst. Faktor 3 repräsentiert

zusätzlich Variablen zu Blattform, Blattgröße und Moosen. In Faktor 4 gibt es keine Variable mit Faktorladung über 0,7. Die Faktorwerte der einzelnen Standorte finden sich im Anhang (Tabelle 29 im Anhang). Mit der Reduktion der Waldstrukturparameter auf eine überschaubare Zahl von Hauptkomponenten ist nun eine Analyse ihres Einflusses auf die Nachtfalterdiversität in einem multiplen Regressionsmodell möglich.

## **4.7 EINFLUSS ABIOTISCHER UND BIOTISCHER PARAMETER AUF DIE ALPHA- UND BETA-DIVERSITÄT IM HÖHENGRADIENTEN**

### **4.7.1 EINFLUSS AUF DIE ALPHA-DIVERSITÄT**

Die vier Faktoren aus der Hauptkomponentenanalyse der Waldstruktur (siehe oben), die Temperatur und der Kronenschluss (logarithmiert, weil das Modell Linearität voraussetzt) wurden in einer multiplen linearen Regressionsanalyse auf ihr Erklärungspotential für die im Höhengradienten gefundenen Alpha-Diversitätsmuster (quantifiziert mit Fishers Alpha aus Kapitel 4.2 und logarithmiert bei den Pyraloidea) der beiden Taxa Pyraloidea und Arctiidae getestet.

Die Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse zeigt Tabelle 17. Die Gesamtregressionsmodelle der Pyraloidea ( $F_{2,12} = 28,34$ ,  $R_{\text{mult.}} = 0,91$ ,  $p < 0,0001$ ) und der Arctiidae ( $F_{1,13} = 27,97$ ,  $R_{\text{mult.}} = 0,83$ ,  $p < 0,001$ ) sind beide signifikant. Für beide Taxa geht als einzige Variable die Temperatur signifikant in das Modell ein (bei einem Schwellenwert von  $F = 2,5$  für die Aufnahme, ermittelt aus der F-Verteilung für  $p = 0,05$ ). Bei den Pyraloidea wird der Faktor 3 aus der Hauptkomponentenanalyse in das Modell aufgenommen. Weder von der Waldstruktur noch vom Kronenschluss kann ein signifikanter Einfluss auf die Diversität der Herbivorentaxa nachgewiesen werden.

**Tabelle 17** Ergebnisse eines multiplen Regressionsmodells (Methode: schrittweise vorwärts, mit Ridge-Regression) mit den 4 Waldstrukturfaktoren und den abiotischen Parametern als unabhängige Variablen und der Alpha-Diversität der Pyraloidea (gemessen als Fishers Alpha und logarithmiert) bzw. der Arctiidae (gemessen als Fishers Alpha) als abhängige Variable. Dargestellt sind die Werte für den standardisierten Regressionskoeffizienten Beta, der Standardfehler von Beta (SE) und das Signifikanzniveau (p) für die Variablen, die nicht ausgeschlossen wurden (bei einem Schwellenwert von  $F = 2,5$  für die Aufnahme in das Modell). Markiert (fett) sind die signifikanten Korrelationen.

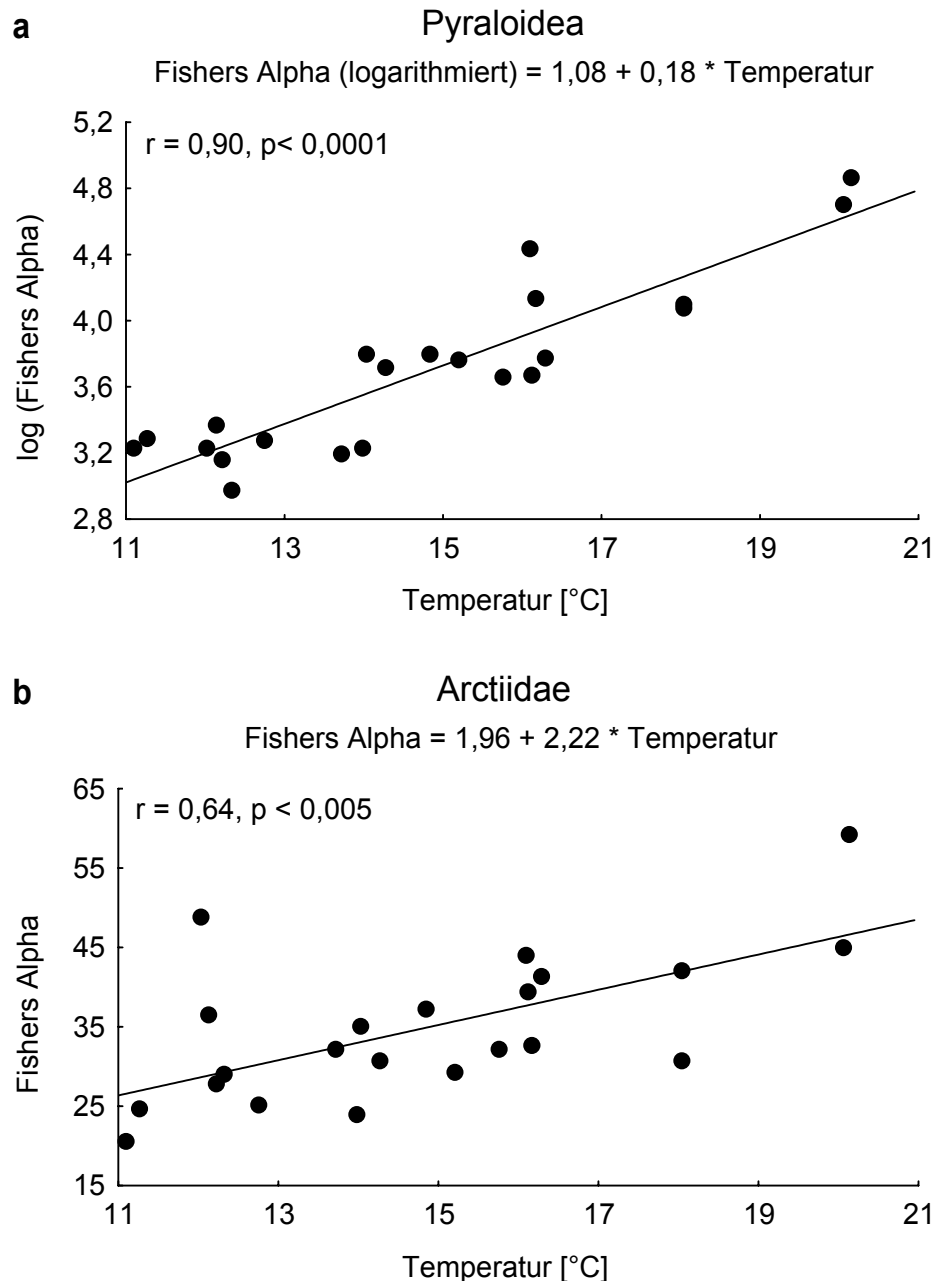
unabhängige Variable	Pyraloidea		Arctiidae	
	Beta $\pm$ SE	p	Beta $\pm$ SE	p
<b>Temperatur</b>	<b>0,83 <math>\pm</math> 0,12</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>0,79 <math>\pm</math> 0,15</b>	<b>&lt; 0,001</b>
Faktor 3	-0,20 $\pm$ 0,12	n.s.		

Da der Faktor 3 im Modell für die Pyraloidea nicht signifikant ist und außerdem sein Anteil am  $R^2$  des Gesamtmodells nur 5 % beträgt (Tabelle 18), ist der Informationsgehalt dieses Faktors so gering, dass sich durch ihn kein echter Einfluss auf die Alpha-Diversität der Nachtfalter nachweisen lässt.

**Tabelle 18** Zusammenfassung der schrittweisen Regression des multiplen Regressionsmodells der Pyraloidea aus Tabelle 17. Dargestellt sind der multiple Korrelationskoeffizient  $R$ , das multiple Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) und der Zuwachs am  $R^2$  bei der schrittweisen Aufnahme der Variablen in das Modell ( $R^2$ -Änderung).

	$R$	$R^2$	$R^2$ -Änderung
<b>Temperatur</b>	0,88	0,78	0,78
<b>Faktor 3</b>	0,91	0,83	0,05

Aus der multivariaten Analyse wurde deutlich, dass zwischen der Abnahme der Temperatur und der Änderung der Alpha-Diversität mit der Höhe ein signifikanter Zusammenhang besteht (siehe Abbildung 25). Dieser Zusammenhang ist bei den Pyraloidea ( $r = 0,90$ ,  $p < 0,0001$ ) noch ausgeprägter als bei den Arctiidae ( $r = 0,64$ ,  $p < 0,005$ ), zudem Regressionsmodelle hoch signifikant sind.



**Abbildung 25** Zusammenhang zwischen der Temperatur und der Alpha-Diversität der Pyraloidea (a) bzw. Arctiidae (b) (quantifiziert mit Fishers Alpha, bei den Pyraloidea logarithmiert) im Höhengradienten.

#### 4.7.2 EINFLUSS AUF DIE BETA-DIVERSITÄT

Zur Untersuchung der in Kapitel 4.3 festgestellten kontinuierlichen Änderung der Beta-Diversität mit steigender Höhe soll als abhängige Variable für ein weiteres multiples Regressionsmodell die erste Dimension aus der MDS dienen. Die unabhängigen Variablen sind dieselben wie bei der Alpha-Diversität (siehe oben). Das Modell wurde wiederum

schrittweise vorwärts, mit Ridge-Regression und mit einem Schwellenwert von  $F = 2,5$  für die Aufnahme in das Modell (ermittelt aus der F-Verteilung für  $p = 0,05$ ) berechnet.

Die Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse zeigt Tabelle 19. Die Gesamtregressionsmodelle der Pyraloidea ( $F_{1,13} = 61,00$ ,  $R_{\text{mult.}} = 0,91$ ,  $p < 0,0001$ ) und der Arctiidae ( $F_{2,12} = 50,63$ ,  $R_{\text{mult.}} = 0,95$ ,  $p < 0,0001$ ) sind beide signifikant. Wiederum ist die einzige signifikante unabhängige Variable die Temperatur. Die Waldstruktur und der Kronenschluss dienen nicht hinreichend als Erklärung für die sich mit der Höhe kontinuierlich ändernde Ähnlichkeit der Lebensgemeinschaften.

**Tabelle 19** Ergebnisse eines multiplen Regressionsmodells (Methode: schrittweise vorwärts, mit Ridge-Regression) mit den 4 Waldstrukturfaktoren und den abiotischen Parametern als unabhängigen Variablen und mit der **Änderung der Faunenstruktur** der Pyraloidea bzw. der Arctiidae im Höhengradienten (gemessen als Werte der ersten Dimension aus der MDS) als abhängiger Variable. Dargestellt sind die Werte für den standardisierten Regressionskoeffizienten Beta, der Standardfehler von Beta (SE) und das Signifikanzniveau ( $p$ ) für die Variablen, die nicht ausgeschlossen wurden (bei einem Schwellenwert von  $F = 2,5$  für die Aufnahme in das Modell). Markiert (fett) sind die signifikanten Korrelationen.

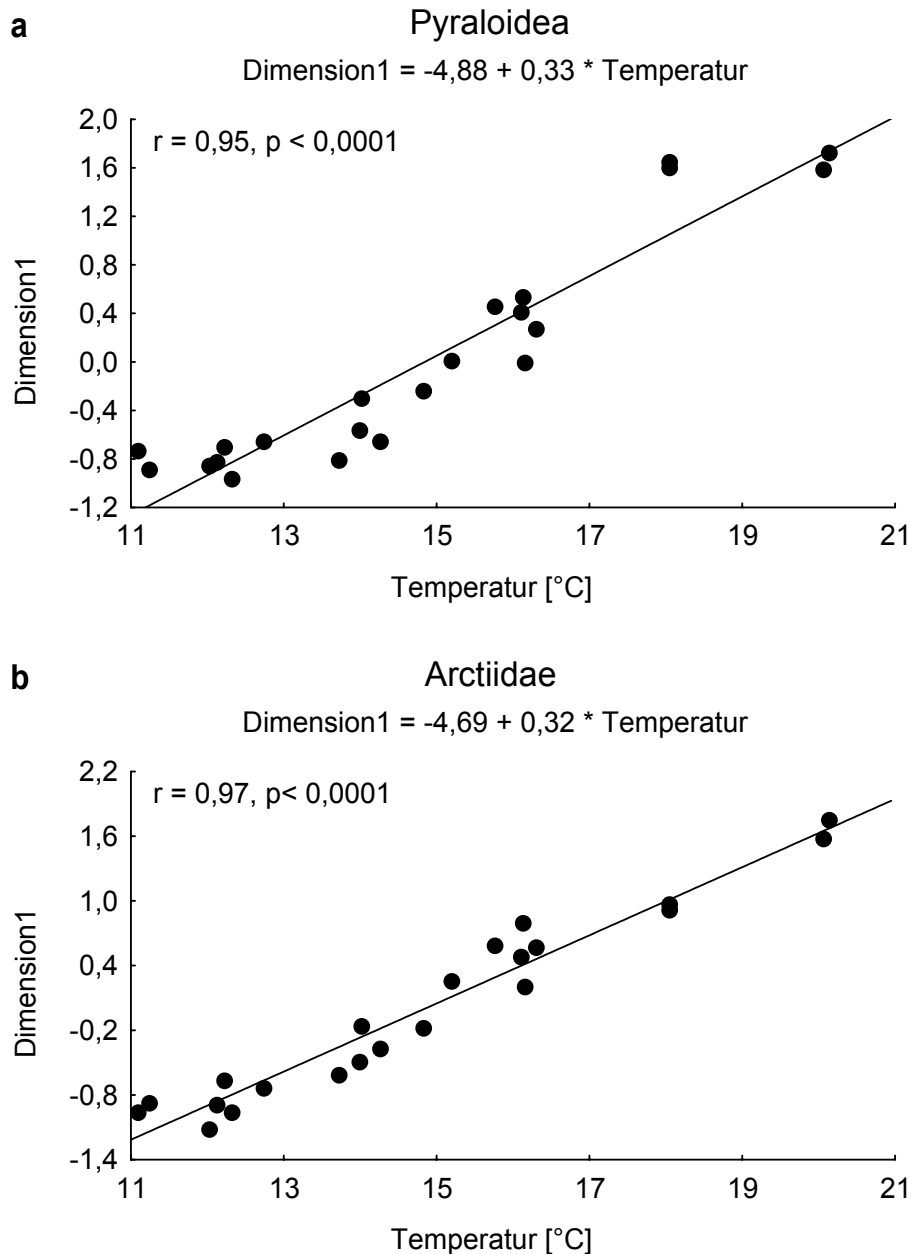
	<b>Pyraloidea</b>		<b>Arctiidae</b>	
unabhängige Variable	Beta $\pm$ SE	p	Beta $\pm$ SE	p
<b>Temperatur</b>	<b>0,87 <math>\pm</math> 0,11</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>0,72 <math>\pm</math> 0,13</b>	<b>&lt; 0,001</b>
Faktor 1			-0,23 $\pm$ 0,13	n.s.

Da der Faktor 1 im Modell für die Arctiidae nicht signifikant ist und außerdem sein Anteil am  $R^2$  des Gesamtmodells nur knapp 3 % beträgt (Tabelle 20), ist der Informationsgehalt dieses Faktors so gering, dass sich durch ihn kein echter Einfluss auf die Beta-Diversität der Nachtfalter nachweisen lässt.

**Tabelle 20** Zusammenfassung der schrittweisen Regression des multiplen Regressionsmodells der Arctiidae aus Tabelle 19. Dargestellt sind der multiple Korrelationskoeffizient  $R$ , das multiple Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) und der Zuwachs am  $R^2$  bei der schrittweisen Aufnahme der Variablen in das Modell ( $R^2$ -Änderung).

	<b><math>R</math></b>	<b><math>R^2</math></b>	<b><math>R^2</math>-Änderung</b>
<b>Temperatur</b>	0,93	0,87	0,87
<b>Faktor 1</b>	0,96	0,89	0,028

Der Zusammenhang zwischen der Temperatur und der Faunenveränderung ist in Abbildung 26 dargestellt. Die Korrelationen beider Taxa (Pyraloidea:  $r = 0,95$ ,  $p < 0,0001$ ; Arctiidae:  $r = 0,97$ ,  $p < 0,0001$ ) sind hoch signifikant.



**Abbildung 26** Zusammenhang zwischen der Temperatur und der Änderung der Beta-Diversität der Pyraloidea (a) bzw. Arctiidae (b) (quantifiziert mit den Werten der ersten Dimension aus der Multidimensionalen Skalierung) im Höhengradienten in Ecuador.

Eine weitere Möglichkeit, die Änderung der Faunenzusammensetzung mit „Umweltvariablen“ in Beziehung zu setzen, bieten Matrixkorrelationen (Mantel 1967). Hierbei wurden zusätzlich die Datensätze verwendet, für die nur wenige Standorte vergleichbar sind, wie die der Baumdiversität und der Diversität von Lianen und Windern (Tabelle 21). In den Mustern der Änderung der Beta-Diversität von beiden findet sich eine signifikante Übereinstimmung mit den Matrizen beider Nachtfalterfamilien. Das Ergebnis ist unabhängig davon, ob bei den Nachtfaltern die Faunenähnlichkeit mit dem Sørensen- oder dem NESS-Index quantifiziert wird. Nur beim Vergleich der Matrizen Bäume



(Sørensen) mit Pyraloidea (NESS) ist der Zusammenhang etwas schwächer, wenn auch immer noch signifikant. Demnach ändert sich die Zusammensetzung der Artengemeinschaften der Bäume, sowie die der Lianen und Winder, in ähnlicher Weise mit der Höhe, wie die Faunenstruktur. Einen Zusammenhang zwischen der Änderung der Waldstruktur mit der Nachtfalterstruktur im Höhengradienten lässt sich nicht belegen und auch der Kronenschluss ist für die Arctiidae nur schwach signifikant. Ein hochsignifikanter Zusammenhang mit den Beta-Diversitätsmustern der beiden Falterfamilien lässt sich, übereinstimmend mit dem Ergebnis des multiplen Regressionsmodells, für die Temperaturunterschiede der Lichtfangstandorte belegen.

**Tabelle 21** Mantelmatrixkorrelationen von Beta-Diversitätsmatrizen der Pyraloidea und Arctiidae mit verschiedenen „Umweltvariablen“. Signifikante Unterschiede (nach sequenzieller Bonferroni-Korrektur nach Hochberg) sind mit Sternchen markiert: \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,0001$ .

	Distanzmatrix	Pyraloidea	Arctiidae
<b>Bäume</b>	(Sørensen/Sørensen)	$r = 0,86$ **	$r = 0,80$ **
	(Sørensen/NESS)	$r = 0,77$ **	$r = 0,81$ **
<b>Lianen</b>	(Sørensen/Sørensen)	$r = 0,85$ **	$r = 0,82$ **
	(Sørensen/NESS)	$r = 0,87$ ***	$r = 0,88$ ***
<b>Waldstruktur</b>	(euklidisch/NESS)	$r = 0,004$ n.s.	$r = 0,008$ n.s.
<b>Temperatur</b>	(Differenzen Kelvin/NESS)	$r = -0,82$ ***	$r = -0,85$ ***
<b>Kronenschluss</b>	(Differenzen „visky“/NESS)	$r = -0,15$ n.s.	$r = -0,30$ *

#### 4.8 NISCHENBREITE DER HÄUFIGSTEN ARTEN IM HÖHENGRADIENTEN

Um zu untersuchen, ob die Höhentoleranz der Nachtfalterarten sich mit der Höhe ändert, wurden von beiden Familien jeweils die Arten ausgewählt, von denen mehr als 50 Individuen gefangen worden sind. Eine Übersicht gibt Tabelle 22. Bei den Pyraloidea gibt es einen Bruch in der Verbreitung zwischen den untersten Standorten in Bombuscaro bzw. der „Alten Strasse“ und dem Stationsgebiet. Hier erreichen offenbar mehrere Arten bei ca. 1380 m die Obergrenze ihrer Verbreitung. Ab dort lässt sich keine Veränderung des Ausdehnungsbereiches mit der Höhe feststellen. Vielmehr kommen die meisten abundanten Arten in einem breiten Höhenstreifen vor (mittlere Höhengausdehnung  $\pm$  SD:  $953 \pm 498$  m). 10 der 39 häufigsten Arten decken den gesamten Höhengradienten von 1040–2677 m ü. NN ab. Bei den Arctiidae ist noch nicht einmal die Stufe zwischen den geographisch relativ weit entfernten unteren Standorten und dem Stationsgebiet zu erkennen. Hier ist die mittlere Höhenverteilung (mittlere Höhengausdehnung  $\pm$  SD:  $1067 \pm 393$  m) der häufigsten Arten noch etwas größer.

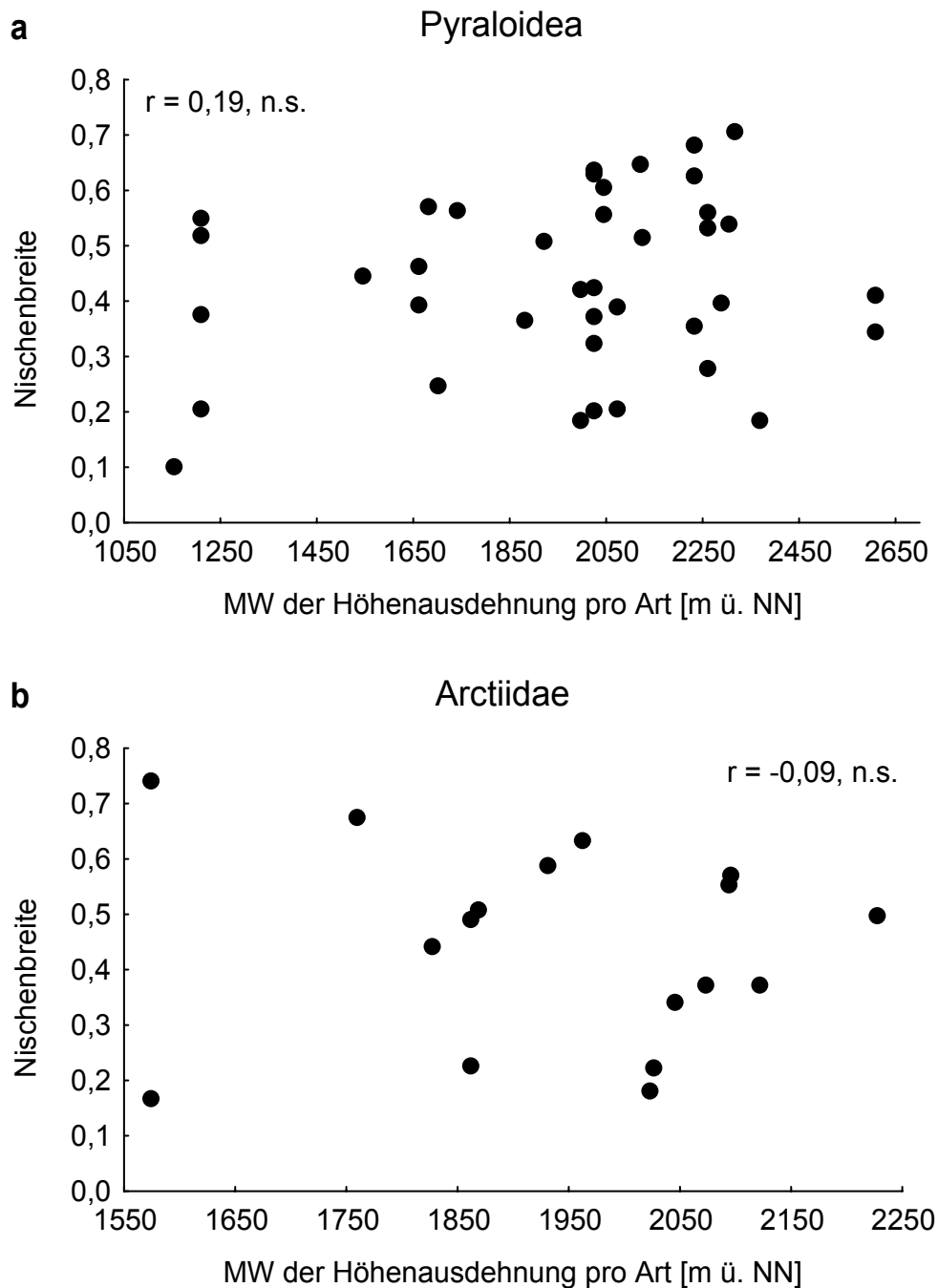
<b>a</b>	TN	Gattung	Art	N	Höhe	genutzte Stö.	Levins' B <sub>A</sub>
	438	Anarmodia	sp04	55		3	0,10
	273	cram19		275		4	0,55
	332	Petrophila	sp06	94		4	0,20
	253	pyrau094		85		4	0,38
	347	Trichaea	sp01	56		4	0,52
	398	Pantographa	expansalis	68		4	0,45
	261	Desmia	geminalis	135		7	0,46
	188	Triuncidia	ossealis	56		10	0,39
	57	Pleuroptya	sp01	79		8	0,57
	281	Glyphodes	sibillalis	63		9	0,25
	136	Eupoca	bifascialis	77		13	0,56
	124	pyrau042		84		8	0,37
	106	pyrau035		237		13	0,51
	93	schoen01		115		10	0,42
	62	Argyria	sp01	112		13	0,19
	35	Anarmodia	c.f. lojalis	354		21	0,20
	164	pyrau053		325		15	0,32
	43	Diaphania	glauculalis	306		22	0,64
	48	pyrau016		92		18	0,63
	44	Diaphania	innotata	90		17	0,37
	109	Hymenia	perspectalis	81		13	0,42
	134	pyrau052		81		17	0,60
	60	Cliniodes	c.f. saburrallis	50		12	0,56
	45	Palpita	quadristigmalis	157		17	0,21
	37	pyrau011		83		16	0,39
	128	pyrau046		54		10	0,65
	175	pyrau063		79		12	0,52
	42	pyrau013		648		13	0,35
	126	pyrau044		214		17	0,68
	174	pyrau062		98		17	0,63
	41	pyrau012		364		13	0,28
	135	gall01		105		15	0,53
	206	pyrau079		105		8	0,56
	59	Cliniodes	sp02	208		11	0,40
	168	pyrau056		60		8	0,54
	130	pyrau048		51		13	0,71
	767	scop10		267		11	0,19
	770	Eudonia	sp01	156		5	0,41
	768	scop11		118		4	0,35

**b**

TN	Gattung	Art	N	→ → → → Höhe → → → →	genutzte Stö.	Levins' $B_A$
412	Mesother	roseifemur	141		9	0,17
277	Holophaea	endoleuca	63		9	0,74
17	Eucereon	tigrata	65		10	0,68
335	Agylla	separata	108		10	0,44
327	litho01		94		12	0,23
380	litho67		93		13	0,49
355	Agylla	zucarina	66		15	0,51
362	litho49		77		13	0,59
249	Delphyre	apud discalis	60		18	0,63
312	Macroptila	laniata	212		10	0,18
306	cten34		59		5	0,22
332	litho46		72		10	0,34
382	litho69		85		17	0,37
273	Ischnocampa	sp01	179		14	0,55
375	litho48		76		16	0,57
451	cten22		151		12	0,37
365	litho52		75		11	0,50
356	Agylla	sp07	332		15	0,48

Als Maß für die Ausdehnung der vertikalen Verbreitung diente die standardisierte Nischenbreite nach Levins ( $B_A$ ). In beiden Familien ist die durchschnittliche Nischenbreite der häufigen Arten sehr ähnlich (Pyraloidea:  $0,44 \pm \text{SD } 0,16$ ; Arctiidae:  $0,45 \pm 0,17$ ;  $t_{\text{FG55}} = -0,30$ , n.s.). Ein Hinweis darauf, dass die Nischenbreite sich kontinuierlich mit der Höhe vergrößert oder verkleinert, wurde nicht gefunden. Der Zusammenhang zwischen dem mittleren Höhenvorkommen der Arten und ihrer vertikalen Nischenbreite ist weder für die Pyraloidea noch für die Arctiidae annähernd signifikant (siehe Abbildung 27). Es gibt auch keinen Befund dafür, dass die Individuenzahl dieser sehr häufigen Arten einen Einfluss auf die Nischenbreite hätte (Pyraloidea:  $r_s = -0,30$ , n.s.; Arctiidae:  $r_s = -0,44$ , n.s.). Nur bei den Pyraloidea gibt es einen schwachen Trend, dass Arten mit grösserer Individuenzahl überhaupt an mehr Standorten vorkommen (Pyraloidea:  $r_s = 0,32$ ,  $p = 0,05$ ; Arctiidae:  $r_s = 0,12$ , n.s.). In dieser Auswahl der sehr abundanten Arten sind auch auf dem Artniveau keine Spezialisten für sehr schmale Höhenbereiche zu finden. Bei den Pyraloidea haben zwei Arten (*Eudonia*01 und scop11) mit 153 Höhenmetern die schmalste Höhenausdehnung. Da sie aber erst ab 2524 m ü. NN vorkommen, ist nicht auszuschließen, dass sie nicht auch noch in größerer Höhe als der des höchsten Lichtfangstandortes vorkommen könnten. Bei den Arctiidae zeigt eine Art der

Unterfamilie Lithosiinae (litho46) die vertikal „schmalste“ Verbreitung mit 490 Höhenmetern.



**Abbildung 27** Zusammenhang zwischen der standardisierten Nischenbreite (berechnet als Levins  $B_A$ ) und der mittleren Höhe ü. NN des Höhenbereichs, in dem die individuenstärksten Arten ( $\geq 50$  Individuen) der Pyraloidea (a) und Arctiidae (b) im Transekt vorkommen.

## 4.9 FUTTERPFLANZENBEZIEHUNGEN DER RAUPEN

Um aussagekräftige Informationen zu den Futterpflanzen der neotropischen Pyraloidea und Arctiidae zusammenzutragen, wurden alle verfügbaren Quellen wie Einzelbeschreibungen, Familienrevisionen in Büchern und Onlinedatenbanken geprüft. Der Quellennachweis und die ausführliche Übersicht (Tabelle 32 und Tabelle 33) befinden sich im Anhang. Von solchen Gattungen, die weltweit vorkommen und für die kein neotropischer Futterpflanzennachweis gefunden wurde, wurden auch Informationen aus anderen Zonen, wie z. B. Asien oder Australien aber auch aus dem holarktischen Bereich mit in die Datenbank aufgenommen. Eine zusammenfassende Übersicht über die bearbeiteten Nachtfalter und ihre bekannten Futterpflanzenfamilien findet sich für die Pyraloidea in Tabelle 23 und die Arctiidae in Tabelle 24.

Besonders in der Neotropis basiert der Kenntnisstand häufig nur auf Nutzpflanzenschädlingen, die aber im natürlichen Bergwald kaum vorkommen. Da sowohl der Kenntnisstand der Futterpflanzen als auch der floristische Bearbeitungsstand des Untersuchungsgebietes für quantitative Analysen noch zu gering ist, soll hier zumindest eine Übersicht über die Hauptpräferenzen und Merkmale auf dem Niveau von Unterfamilien und Triben der Pyraloidea und Arctiidae gegeben werden. Zur Verteilung der Falter auf diese Taxa siehe auch Kapitel 4.1.

### 4.9.1 PYRALOIDEA

Von insgesamt 73 namentlich identifizierten Gattungen der Pyraloidea aus dem Untersuchungsgebiet konnte für 51 wenigstens ein Nahrungspflanzenhinweis gefunden werden.

Die **Crambinae** ernähren sich im Raupenstadium meistens als Stängel- oder Wurzelbohrer von Gräsern. Im gesamten Tropengürtel der Welt treten *Crambinae*-Arten, besonders der Gattungen *Chilo*, *Crambus* oder *Diatrea*, als Schädlinge von Reis, Mais und anderen Getreidesorten auf. Daneben werden aber auch dicotyle Pflanzen und zumindest von einigen holarktischen Formen auch Moose als Raupennahrungspflanzen genutzt. Im Höhengradienten des Bergwaldes kommen Crambinae im gesamten Bereich in schwankender Häufigkeit vor und treten nur an den unteren Standorten (beispielsweise „Alte Strasse 1“ mit 2 Arten, 153 Individuen) und am Standort T1-5 (8 Arten, 85 Individuen) in größerer Zahl auf. Es gibt bedauerlicherweise aus dem Gebiet von ECSF keine ausreichenden Erhebungen, um das Erklärungspotential der Gräser auf die

Verteilung und Häufigkeit der Crambinae zu untersuchen. Auch die **Schoenobiinae** haben als Bohrer an Reis und anderen Gräsern ähnliche Wirtspflanzenanforderungen. Sie kommen in geringen Arten- und Individuenzahlen praktisch nur in den mittleren Höhenlagen (Höhenstufen im Stationsgebiet: T1–T4) vor. Die Raupen der **Cybalomiinae**, **Glaphyriinae** und **Evergestinae** wurden bisher zumeist auf Pflanzen gefunden, die Senföle als Inhaltsstoffe aufweisen. Alle drei Unterfamilien treten im Untersuchungsgebiet nur in wenigen Arten und Individuen auf. Auch hier ist der Kenntnisstand sowohl bei den Nachtfaltern als auch bei den potentiellen Wirtspflanzen (bes. Brassicaceae) für quantitative Untersuchungen zu gering. Die **Musotiminae** finden sich in wenigen Arten und Individuen im gesamten Untersuchungsgebiet, ihre Raupen fressen an Farnen im weitesten Sinne. Korrelationen der Individuen- bzw. Artenzahlen mit den zusammengefassten Farnpflanzeninformationen aus den Strukturanalysen von Paulsch (2002) zeigen allerdings keinen Zusammenhang (Individuenzahl mit Farnhäufigkeit:  $r_s = -0,29$ ,  $N = 18$ , n.s.; Artenzahl mit Farnhäufigkeit:  $r_s = 0,13$ ,  $N = 18$ , n.s.). Für die **Midilinae** sind nur Araceae als Futterpflanzen bekannt. In dieser Studie wurden nur drei Individuen einer einzigen Art in Bombuscaro gefangen, wo diese Futterpflanzenfamilie ebenfalls vorkommt (D. Piechowski, pers. Mitt.). Die **Scopariinae** fressen primär von Kryptogamen (und insbesondere an Moosen) und kommen im Transekt quantitativ erst ab 2500 m ü. NN vor. Hier gibt es einen signifikanten Zusammenhang der Individuenzahl mit dem Flechtenvorkommen (nach Paulsch 2002: Individuenzahl mit Flechten:  $r_s = 0,49$ ,  $N = 18$ ,  $p < 0,05$ ), während alle weiteren Vergleiche der Individuen- bzw. Artenzahlen mit Flechten, Moosen oder Farnen keinen Zusammenhang belegen (Artenzahl mit Flechten:  $r_s = 0,43$ ,  $N = 18$ ,  $p = 0,08$ ; Individuenzahl mit Moosen:  $r_s = 0,05$ ,  $N = 18$ , n.s.; Artenzahl mit Moosen:  $r_s = 0,07$ ,  $N = 18$ , n.s.; Individuenzahl mit Farnen:  $r_s = -0,20$ ,  $N = 18$ , n.s.; Artenzahl mit Farnen:  $r_s = -0,15$ ,  $N = 18$ , n.s.). Die **Nymphulinae** kommen im Gegensatz dazu quantitativ nur in der Nähe von Gewässern (Bombuscaro nahe dem gleichnamigen Fluss und die untersten Standorte am Rio San Francisco im Stationsgebiet) vor, und als Nahrung sind auch hauptsächlich Pflanzen, die an und im Wasser wachsen, bekannt. Die **Odontiinae** und **Epipaschiinae** fressen polyphag an krautigen Pflanzen bzw. minieren in diesen. Während die Odontiinae hier aber erst ab einer Höhe von 1800–1900 m ü. NN vorkommen und bei ca. 2200–2400 m ü. NN einen Schwerpunkt haben, reicht die Verbreitung der in sehr geringen Abundanzen auftretenden Epipaschiinae überhaupt nur bis 2400 m ü. NN. Die Larven der **Pyralinae** und **Chrysauginae** fressen unter anderem an Palmen und Myrtengewächsen. Arten beider Unterfamilien kommen auch nur sporadisch

und in sehr geringen Abundanzen im Gebiet vor. Korrelationen mit dem Vorkommen von Palmen nach Paulsch (2002) liefern keinen Erklärungshinweis für ihre Habitatpräferenzen (Pyralinae Individuenzahl mit Palmen:  $r_s = 0,03$ ,  $N = 18$ , n.s.; Pyralinae Artenzahl mit Palmen:  $r_s = 0,03$ ,  $N = 18$ , n.s.; Chrysauginae Individuenzahl mit Palmen:  $r_s = 0,20$ ,  $N = 18$ , n.s.; Chrysauginae Artenzahl mit Palmen:  $r_s = 0,13$ ,  $N = 18$ , n.s.). Über die **Galleriinae** ist nur bekannt, dass es Arten mit parasitischer Lebensweise gibt (z. B. in den Nestern von sozialen Insekten) sowie dass einige andere als Nutzpflanzenschädlinge von gelagertem Reis auftreten. Sie sind im Transekt fast überall zu finden, erreichen aber nur auf der Höhenstufe 4 des Stationsgebietes bei 2100 m ü. NN höhere Abundanzen (T1-4: 6 Arten, 49 Individuen). Für die **Phycitinae** – überall in einigen Arten vertreten, aber immer in geringen Abundanzen – sind ein breites Spektrum an Futterpflanzenfamilien bekannt, an denen sie sehr polyphag fressen. Viele Phycitinae leben als Larve an totem Pflanzenmaterial oder an reifen, trockenen Samen und Früchten. Nur die **Pyraustinae**, die sowohl in ihren Arten- als auch Individuenzahlen den Hauptbestandteil der Pyraloidea ausmachen, sind auf dem Unterfamilienniveau noch viel polyphager als die Phycitinae.

**Tabelle 23** Übersicht über die wichtigsten Futterpflanzenfamilien der **Pyraloidea**. Zusammengefasst nach den Unterfamilien und den bekannten Futterpflanzenfamilien.

<b>Taxon</b>	<b>Futterpflanzen</b>	<b>Hauptstrategie</b>
<b>Crambinae</b>	Poaceae, Fabales	Stammborher, manchmal auch Blatt- und Wurzelfresser an Monocotyledonae
<b>Schoenobiinae</b>	Poaceae	Bohrer an Monocotyledonae
<b>Cybalomiinae</b>	Brassicaceae, Capparaceae	Blattfresser, Stamm- und Fruchtbohrer, Pflanzen mit Senfölen
<b>Glaphyriinae</b>	Brassicaceae, Capparaceae	Pflanzen mit Senfölen, Blattfresser
<b>Scopariinae</b>	Bryophyta, Flechten, Lycopodiaceae, Pteridophyta	Kryptogamen
<b>Musotiminae</b>	Cyatheaceae, Pteridophyta	Blattfresser
<b>Midilinae</b>	Araceae	Wurzel-, Stammborher
<b>Nymphulinae</b>	Algen, Bryophyta, div. Wasserpflanzen, Hydrocharitaceae	Blattfresser

<b>Taxon</b>	<b>Futterpflanzen</b>	<b>Hauptstrategie</b>
<b>Odontiinae</b>	Anacardiaceae, Thymelaeaceae	Blattfresser, -minierer, Blütenfresser, Bohrer
<b>Evergestinae</b>	Brassicaceae, Capparaceae, Euphorbiaceae	Blattfresser
<b>Pyraustinae</b>	Acanthaceae, Amaranthaceae, Anacardiaceae, Apocynaceae, Araceae, Araliaceae, Asclepiadaceae, Asteraceae, Azollaceae, Bignoniaceae, Bombacaceae, Boraginaceae, Cactaceae, Cecropiaceae, Chenopodiaceae, Convolvulaceae, Cucurbitaceae, Cyatheaceae, Dilleniaceae, Euphorbiaceae, Fabales, Malpighiaceae, Malvaceae, Melastomataceae, Moraceae, Musaceae, Nyctaginaceae, Ochnaceae, Passifloraceae, Poaceae, Polygonaceae, Pontederiaceae, Rhamnaceae, Rosaceae, Rubiaceae, Salicaceae, Sapindaceae, Salviniaceae, Scrophulariaceae, Solanaceae, Sterculiaceae, Tiliaceae, Urticaceae, Vitaceae, Verbenaceae, Zingiberaceae	Blattfresser, -roller, auch: Minierer, Stamm- und Fruchthoher, polyphag
<b>Pyralinae</b>	Arecaceae, Myrtaceae, Pinaceae, Poaceae	Blattfresser, Trockenmaterial
<b>Chrysauginae</b>	Araucariaceae, Arecaceae, Meliaceae, Myrtaceae	Blattroller, bohrt an Blättern, Früchten, Samen und Stamm
<b>Galleriinae</b>	Arecaceae, Nester von Hymenopteren, Poaceae, tote Eucalyptus-Blätter	parasitisch, Trockenmaterial
<b>Epipaschiinae</b>	Clusiaceae, Lauraceae, Meliaceae, Poaceae	Blattminierer, Blattroller und -fresser
<b>Phycitinae</b>	Annonaceae, Apocynaceae, Araliaceae, Arecaceae, Asteraceae, Brassicaceae, Cactaceae, Fabales, Juglandaceae, Malvaceae, Meliaceae, Moraceae, Pedaliaceae, Pinaceae, Poaceae, Rosaceae, Rutaceae, Sterculiaceae, Solanaceae, Vitaceae	Blattfresser, Fruchtfresser, Bohrer, polyphag



#### 4.9.2 ARCTIIDAE

Für die Arctiidae wurde von 77 namentlich identifizierten Gattungen aus dem Untersuchungsgebiet für insgesamt 30 Gattungen ein Futterpflanzennachweis gefunden. Darunter befinden sich sechs Arten, die im Gebiet nachgewiesen wurden.

Die **Lithosiinae** sind sowohl von ihrer Artenzahl als auch Individuenzahl im Untersuchungsgebiet überall häufig zu finden, und zeigen keine klare Zu- oder Abnahme mit der Höhe. Sie sind bekannt dafür, dass sie sich von Algen ernähren, die häufig aus Flechten stammen. Aber auch an Moosen wurden sie bereits nachgewiesen. Korrelationen mit den Flechtenhäufigkeiten nach Paulsch (2002) ergaben keinen signifikanten Zusammenhang (Artenzahl mit Flechten:  $r_s = -0,13$ ,  $N = 18$ , n.s.; Individuenzahl mit Flechten:  $r_s = 0,04$ ,  $N = 18$ , n.s.; Artenzahl mit Moosen:  $r_s = -0,26$ ,  $N = 18$ , n.s.; Individuenzahl mit Moosen:  $r_s = -0,30$ ,  $N = 18$ , n.s.). In diesem Zusammenhang ist zu erwähnen, dass die Nahrungsbeziehungen der neotropischen Lithosiinae besonders unvollständig bekannt sind und die wenigen Angaben teils auch auf Gefäßpflanzen als mögliche Ressource hindeuten. Die Futterpflanzen der neotropischen **Arctiinae** sollen hier auf dem Niveau der Triben betrachtet werden. Die **Arctiini** kommen im Untersuchungsgebiet nur mit sechs Arten und neun Individuen an fünf Standorten vor, die sich auf den gesamten Höhentransekt verteilen. Da sie als sehr polyphag bekannt sind, ist ein Rückschluss auf Besonderheiten der Standortgegebenheiten nicht möglich. Falter aus die Tribus **Pericopini** wurden an zehn Standorten bis auf eine Höhe von ca. 2500 m ü. NN gefangen, aber auch nur mit elf Arten und 55 Individuen. Über sie ist bekannt, dass einige Arten pyrrolizidinhaltige Asteraceae nutzen. Diese Spezialisierung lässt sich auch bei vielen Arten der **Ctenuchini** finden. Allerdings gibt es hauptsächlich in tieferen Lagen des Untersuchungsgebietes einige wenige Nachweise von potenziell pyrrolizidinhaltigen Pflanzen, beispielsweise der Familien Apocynaceae oder Boraginaceae (J. Homeier, pers. Mitt.). Entlang des Höhentransektes kommen die Ctenuchini zwar bis zu den höchsten Standorten vor, ihre Zahl nimmt jedoch rapide ab. Die individuenreichste Tribus im neotropischen Bergwald stellen die **Phaegopterini**. Sie fressen polyphag an krautigen Mono- bzw. Dicotyledonae und kommen im gesamten Höhengradienten vor. Dabei zeigen sie in ihrem Vorkommen keinen positiven wie negativen Trend (Höhe mit Individuenzahl:  $r_s = -0,02$ ,  $N = 22$ , n.s.; Höhe mit Artenzahl:  $r_s = 0,09$ ,  $N = 22$ , n.s.).

**Tabelle 24** Übersicht über die wichtigsten Futterpflanzenfamilien der **Arctiidae**. Zusammengefasst nach den Unterfamilien bzw. Triben und den bekannten Futterpflanzenfamilien.

<b>Taxon</b>	<b>Futterpflanzen</b>	<b>Hauptstrategie</b>
<b>Lithosiinae</b>	Algen, Flechten, Bryophyta	Kryptogamen
<b>Arctiinae</b>		
<b>Arctiini</b>	Apiaceae, Apocynaceae, Amaryllidaceae, Arecaceae, Asteraceae, Brassicaceae, Chenopodiaceae, Convolvulaceae, Cucurbitaceae, Ebenaceae, Euphorbiaceae, Fabales, Lauraceae, Malvaceae, Musaceae, Myrtaceae, Orchidaceae, Plantaginaceae, Poaceae, Rosaceae, Rutaceae, Scrophulariaceae, Solanaceae, Styracaceae, Vitaceae	polyphag
<b>Pericopini</b>	Amaranthaceae, Asteraceae, Boraginaceae, Myrtaceae	Nutzung von pyrrolizidinalkaloidhaltigen Pflanzen
<b>Phaegopterini</b>	Anacardiaceae, Annonaceae, Arecaceae, Asteraceae, Bombacaceae, Boraginaceae, Cecropiaceae, Chrysobalanaceae, Clethraceae, Cochlospermaceae, Dilleniaceae, Euphorbiaceae, Fabales, Lauraceae, Malvaceae, Meliaceae, Moraceae, Myrtaceae, Poaceae, Polygonaceae, Rubiaceae, Rutaceae, Sapotaceae, Sterculiaceae, Solanaceae, Ulmaceae, Urticaceae, Verbenaceae	krautige Dicotyledonae und Monocotyledonae, Algen
<b>Ctenuchini</b>	Annonaceae, Apocynaceae, Asclepiadaceae, Asteraceae, Cecropiaceae, Convolvulaceae, Cucurbitaceae, Cyperaceae, Fabales, Lauraceae, Malpighiaceae, Moraceae, Ochnaceae, Oleaceae, Poaceae, Polygonaceae, Polypodiaceae, Rubiaceae, Sapindaceae, Solanaceae	Nutzung von pyrrolizidinalkaloidhaltigen Pflanzen

## 5. DISKUSSION

### 5.1 PYRALOIDEA UND ARCTIIDAE ALS MODELLORGANISMEN DER BIODIVERSITÄTSFORSCHUNG

Die Pyraloidea sind mit ca. 16.000 bekannten Arten weltweit eine der großen Nachtfalterüberfamilien (Munroe & Solis 1999). Davon sind aus der Neotropis nach Munroe *et al.* (1995) 4562 Arten beschrieben. Von den Arctiidae sind weltweit ca. 11.000 Arten (Jacobson & Weller 2002) bekannt, ca. 6.000 davon in der Neotropis (Watson & Goodger 1986). Während drei Forschungsaufenthalten mit insgesamt 132 Fangnächten an 22 Standorten konnte auf dem über 1600 Höhenmeter umfassenden Höhen transekt am Ostabhang der Anden mit 748 Pyraloidea-Arten und 415 Arctiidae-Arten zwar nur ein kleiner Teil der neotropischen Vertreter dieser Familien in dem kleinräumigen Untersuchungsgebiet nachgewiesen und zunächst auf Morphospeziesniveau sortiert werden. Dennoch übersteigen diese Zahlen die Gesamtzahlen bekannter Arten viel großräumigerer Gebiete. So sind beispielsweise aus dem gesamten mitteleuropäischen Raum nur ca. 400 Pyraloidea-Arten bekannt (Slamka 1997) und für die gesamte paläarktische Region werden ca. 480 Arctiidae-Arten gezählt (Ebert 1997). Trotz des, besonders bei den Pyraloidea, geringen Kenntnisstandes zur Taxonomie neotropischer Nachtfalter konnten von den insgesamt 1.163 Morphospezies beider Familien mit 499 immerhin fast 43 % auf Art- bzw. zumindest Gattungsniveau bestimmt werden (siehe Kapitel 3.2 und 4.1).

Grundsätzlich lässt das Sortieren von Arthropoden nach „Morphospezies“ sehr realistische Abschätzungen des tatsächlichen Artenreichtums zu (Oliver & Beattie 1996b, Oliver & Beattie 1996a). Auch Schulze (2000) konnte nach intensiver Determinationsarbeit, für die in Südostasien wesentlich besser bearbeiteten Pyraloidea (Robinson *et al.* 1994), 73,6 % der Morphospezies nicht sicher einer beschriebenen Art zuweisen. Dennoch ergab, ebenso wie in der hier vorliegenden Arbeit, die Zuordnung der Arten zu Morphospezies verlässliche Aussagen über die Diversität der Nachtfalter. Dies gilt auch im Vergleich zwischen den Standorten, weil unabhängig vom Standort ein ähnlicher Fehler gemacht wurde.

Für ökologische Untersuchungen mit dem Ziel, Veränderungen von Artengemeinschaften entlang von Habitatgradienten zu analysieren, ist es sehr wichtig, artenreiche Modellorganismen auszuwählen, weil mit Taxa, die artenarm sind und dazu noch wenig abundant, unter Umständen keine stabilen Ergebnisse erzielt werden können. Zweifellos

nimmt die Trennschärfe von Analysen zu, wenn eine große Artenzahl beprobt wird. Daher wurden in dieser Arbeit gezielt – und trotz der erwarteten Probleme bei der taxonomischen Aufarbeitung – zwei sehr artenreiche Lebensgemeinschaften untersucht. Diese zeichnen sich durch eine große Zahl an „seltenen“ Arten aus und weisen dabei steile Arten-Abundanz-Strukturen auf (Kapitel 4.1), wie es typisch für Lepidopterengemeinschaften in allen tropischen Regionen ist (Robinson & Tuck 1996, Novotný & Basset 2000, Schulze 2000, Brehm 2002). Da beide der hier ausgewählten Nachtfalterfamilien schon vielfach als Modellorganismen genutzt wurden (beispielsweise Holloway 1984, Holloway 1985, Barlow & Woiwod 1989, Robinson *et al.* 1995, Ito *et al.* 1997, Kitching *et al.* 2000, Schulze 2000), können die ökologischen Befunde dieser Studie auch sehr gut mit den Ergebnissen aus anderen Regionen der Welt verglichen werden.

Für diese Arbeit wurden somit zwei Familien ausgewählt, die sich – auch aufgrund ihrer unterschiedlichen ökologischen Ansprüche (siehe Einleitung) – sehr gut als Modellorganismen eignen sollten, um ökologische Muster und Zusammenhänge zu untersuchen. Zugleich durfte erwartet werden, dass sich die Vertreter der beiden Taxa in ihren Reaktionen auf die sich im Höhengradienten wandelnden Umweltbedingungen auch deutlich unterscheiden.

## **5.2 GAMMA-DIVERSITÄT UND ERFASSUNGSGÜTE**

Ecuador, und dabei besonders der tropische Ostabhang der Anden, stellt hinsichtlich der Artenzahlen von Gefäßpflanzen, Wirbeltieren im Allgemeinen und sowohl Vögeln als auch Amphibien im Speziellen einen von 25 weltweiten „hotspots of biodiversity“ (Myers *et al.* 2000) dar. Ein beträchtlicher Anteil dieser Artenvielfalt ist eng mit den Bergnebelwäldern (tropical montane cloud forest) der Kordillerenhänge verbunden, die in einer Höhenstufe auftreten, die sich durch eine dauerhafte Wolkenhülle auf Vegetationsniveau auszeichnet (Hamilton *et al.* 1995). Über die Insekten dieses Lebensraumes ist allerdings nur wenig bekannt. Einige erste quantitative Studien, zu der auch die Vorliegende gehört, fanden im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsansatzes statt, welcher die Aufklärung der Funktionalität eines Bergregenwaldes in Ecuador zum Ziel hat (Beck & Müller-Hohenstein 2001, Fiedler 2001). So stellte Braun (2002) bei der Untersuchung von Laubheuschrecken im Gebiet der ECSF und des Podocarpus-Nationalparks fest, dass von 100 registrierten Arten mehr als die Hälfte der Arten und sogar einige Gattungen neu beschrieben werden müssen.

Ihre Diversität (berechnet nach Fishers Alpha) für das gesamte Gebiet (Gamma-Diversität) erreicht immerhin 32,9. Allerdings ist die Diversität im nordostperuanischen Tieflandregenwald mit einem Alpha von 108,5 mehr als dreimal so hoch (Nickle & Castner 1995). Eine herausragende Position nehmen im Gebiet der ECSF die Geometridae ein. Brehm (2002) fand die höchsten weltweit je nachgewiesenen Diversitätswerte für die spannerartigen Nachtfalter (Fishers Alpha: 250). Da die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Individuen der Pyraloidea und der Arctiidae denselben Lichtfangstichproben entstammen, lassen sich die vorliegenden Ergebnisse mit denen der Geometridae besonders gut vergleichen

Im Vergleich mit Studien aus anderen Regionen der Welt erreichen auch die **Pyraloidea** in ihrer Gamma-Diversität (Fishers Alpha: 185) einen sehr hohen Wert, der aber im Gegensatz zu den südecuadorianischen Geometridae nicht über bereits bekannten Ergebnissen liegt (siehe Tabelle 25). Im Tieflandregenwald Südostasiens wurden sogar noch höhere Werte gefunden (Robinson & Tuck 1996). Die von Schulze (2000) nachgewiesene Vielfalt der Pyraloidea an acht in 580–630 m Höhe gelegenen Standorten auf Borneo erreichte nur etwas höhere Werte als an dem mit 1040 m ü. NN am tiefsten gelegenen Standort dieser Studie. Dasselbe Ergebnis erhält man auch bei der Gamma-Diversität. Der einzige mir bekannte Nachweis aus einem tropischen Bergwald auf 1500 m ü. NN liegt bei einem Alpha von 64 (Robinson & Tuck 1996). Die beiden Standorte an der „Alten Strasse“ in dieser Studie lagen auf 1380 m ü. NN und erreichten sehr ähnliche Alpha-Werte von 59 bzw. 60. Andererseits liegen die in Südecuador gefundenen Werte weit über denen der gemäßigten Breiten, und auch in Australien wurden in unterschiedlich alten Regenwaldfragmenten in ihrer Gesamtheit nur ein Alpha-Wert von unter 50 erreicht (Kitching *et al.* 2000). Alles in allem sind die Diversitätswerte der Pyraloidea im Bergregenwald von Südecuador sehr ähnlich denen, die aus anderen hochdiversen Regionen der Welt bekannt sind.

Im Gegensatz zu den Pyraloidea ist die Gamma-Diversität der **Arctiidae** im Vergleich der Regionen herausragender. In keiner Region der Welt finden sich ähnlich hohe Werte. Allerdings gibt es für die Tropen Südostasiens praktisch keine vergleichbaren Diversitätsstudien neueren Datums, die die Lithosiinae miteinbeziehen. Vor dem Erscheinen des Buches von Holloway (2001) wurden die Lithosiinae in Diversitätsstudien aus taxonomischen Gründen zumeist ausgeklammert. Bei Schulze (2000) war die Datenbasis der von ihm untersuchten Unterfamilien Arctiinae und Syntominiinae zu klein, um verlässliche Aussagen machen zu können. Deshalb stimmt er mit Holloway (1988)

darin überein, dass sie aufgrund ihres relativ niedrigen Artenreichtums für Vergleiche in der Alpha-Diversität weniger geeignet sind als andere Modelltaxa, wie Geometridae und Pyraloidea. In Untersuchungen aus den gemäßigten Breiten – sowohl Europas als auch Nordamerikas – erreichen die Arctiidae extrem niedrige Werte (Alpha kleiner 5) und damit nur ein Viertel bis ein Zwölftel der in dieser Studie beobachteten Alpha-Werte. Selbst in Regenwaldfragmenten Australiens konnte nur ca. 12 % und im Kernbereich eines Höhen transektes am Mount Kilimanjaro in Afrika (J. Axmacher, pers. Mitt.) nur 14 % der Gamma-Diversität der Arctiidae aus der Neotropis erreicht werden. Insgesamt sind die Arctiidae des südecuadorianischen Bergnebelwaldes wesentlich diverser als aus anderen bekannten Gebieten der Erde.

**Tabelle 25** Alpha-Diversitätswerte (Fishers Alpha) für die Pyraloidea und die Arctiidae aus verschiedenen Lebensräumen der Welt. Markiert (fett) sind die Werte, die einen regionalen Gamma-Diversitätswert darstellen.

Standorte		Habitat	Höhe [m ü. NN]	Alpha	Quelle
<b>Pyraloidea</b>					
W-Malaysia	Genting Highlands	Bergregenwald	600	91	Barlow & Woiod (1989)
	Tenedor	Tieflandregenwald	275	120	Robinson <i>et al.</i> (1995)
Brunei	Kuala Belalong	Tieflandregenwald	125	193, 218	Robinson & Tuck (1996)
	Kg. Kapok, Muara	Mangrove, Sekundärvegetation	0	69	Robinson & Tuck (1996)
O-Malaysia	Poring (1), Sabah	Wald der Hügelstufe, Kronenraum	580	129	Schulze (2000)
	Poring (2), Sabah	Wald der Hügelstufe, Unterwuchs	630	147	Schulze (2000)
	Poring (3), Sabah	alter Sekundärwald	600	138	Schulze (2000)
	Poring 8 Standorte	Störungsgradient	580–630	<b>189</b>	Schulze (2000)
	Crocker Range, Sabah	Bergregenwald	1500	64	Robinson & Tuck (1996)
Australien	North Queensland	Regenwaldreste, Regenzeit	-	<b>48,1</b>	Kitching <i>et al.</i> (2000)
Australien	North Queensland	Regenwaldreste, Trockenzeit	-	<b>36,6</b>	Kitching <i>et al.</i> (2000)
Ecuador	NP Podocarpus	Bergregenwald	1040–2677	20–129	eigene Daten
Ecuador	NP Podocarpus	Bergregenwald	1040–2677	<b>185</b>	eigene Daten
Deutschland	Rheinland	Waldstandorte	170	4–7	Mörtter (1988)
Deutschland	Rheinland	5 Waldstandorte	170	<b>6,9</b>	Mörtter (1988)
	Oberfranken	Waldstandorte	400	3–5	Mühlenberg (1999)
	Oberfranken	3 Waldstandorte	400	<b>6,1</b>	Mühlenberg (1999)

Standorte		Habitat	Höhe [m ü. NN]	<i>Alpha</i>	Quelle
<b>Arctiidae</b>					
W-Malaysia	Genting Highlands	Bergwald	600	90	Barlow & Woiwod (1989)
Afrika	Mt. Kilimanjaro	Bergregenwald	2000–2400	<b>16</b>	J. Axmacher, pers. Mitt.
Australien	North Queensland	Regenwaldreste, Regenzeit	-	<b>12,6</b>	Kitching <i>et al.</i> (2000)
Australien	North Queensland	Regenwaldreste, Trockenzeit	-	<b>13,5</b>	Kitching <i>et al.</i> (2000)
Ecuador	NP Podocarpus	Bergregenwald	1040–2677	20,5–59,2	eigene Daten
Ecuador	NP Podocarpus	Bergregenwald	1040–2677	<b>112</b>	eigene Daten
Kanada	New Brunswick	Mischwald	-	<b>3,3</b>	Thomas & Thomas (1994)
USA	West Virginia (3 Jahre)	Mischwald	561	<b>1,3–2,5</b>	Butler & Kondo (1991)
USA	West Virginia (3 Jahre)	Mischwald	533–1112	<b>1,8–2,4</b>	Butler <i>et al.</i> (1999)
Deutschland	Rheinland	Waldstandorte	170	<b>2</b>	Mörtter (1988)
	Bayern	Wald und Siedlung	-	<b>1,9</b>	Hausmann (1990)

In dieser Studie wurden die beiden Nachtfalterfamilien nach dem Extrapolationsschätzer Chao1, der sich besonders für Lebensgemeinschaften mit sehr vielen Singletons eignet (Solis & Pogue 1999), zu 72 % (Pyraloidea) bzw. 74 % (Arctiidae) erfasst. Für die Geometridae (Brehm 2002) aus demselben Untersuchungsgebiet lag der geschätzte Erfassungsgrad bei 86,1 %, und Schulze (2000) konnte in seiner sehr umfassenden Studie in Borneo auch „nur“ 50–70 % der geschätzten Pyraloidea-Arten nachweisen. Berücksichtigt man die Tatsache, dass in dieser Arbeit keine Dauerbeobachtung über beispielsweise ein komplettes Jahr durchgeführt werden konnte, sodass eben von punktuellen Stichproben ausgegangen werden muss, ist es gerade bei dem hohen Anteil an seltenen Arten (Singletons und Doubletons der Pyraloidea und Arctiidae: über 46 bzw. 44 % der Gesamtartenzahl) auch gar nicht möglich, alle Arten nachzuweisen. Deswegen ist der erreichte Erfassungsgrad auf der Landschaftsebene auch als sehr hoch einzuschätzen, besonders wenn man berücksichtigt, dass die randomisierten Artenakkumulationskurven bereits stark abgeflacht sind (siehe Abbildung 20).

Laut Piñas Rubio & Manzano Pesántez (1997) sind für ganz Ecuador 500 Arten der Pyraloidea und 700 Arten der Arctiidae bekannt. Nachdem ja im – relativ zu Ecuador – sehr kleinen Untersuchungsgebiet bereits 748 verschiedene Zünsler sortiert wurden und nach dem Chao1 Extrapolationsschätzer bis zu 1042 Arten dort vorkommen könnten, kann man für das ganze Land viel mehr noch unbekannte Arten erwarten. Bei den Arctiidae scheint der landesweite taxonomische Bearbeitungsstand besser zu sein. Im Stationsgebiet wurden 415 verschiedene Bärenspinner sortiert und 562 Arten insgesamt geschätzt. Aber

es wäre wohl nicht verwunderlich, wenn auch hier die 700 bekannten Arctiidae-Arten Ecuadors eines Tages noch weit übertroffen werden.

### 5.3 ALPHA-DIVERSITÄT IM HÖHENGRADIENTEN

#### Diversitätsmuster

Eine Reihe von Studien beschäftigte sich bereits mit Mustern des Artenreichtums entlang von Höhengradienten in allen Regionen der Erde und mit verschiedensten Organismen (beispielsweise Janzen *et al.* 1976, Terborgh 1977, Hebert 1980, Wolda 1987, McCoy 1990, Rahbeck 1995, Chey 2000, Grytnes & Vetaas 2002). Danach ist bei den meisten Organismen – zumindest oberhalb 1500–2000 m ü. NN – eine Abnahme der Diversität mit wachsender Höhe zu finden (Wolda 1987, McCoy 1990, Brühl *et al.* 1999).

Auch die in dieser Studie untersuchten Familien Pyraloidea und Arctiidae zeigten im Höhengradienten einen Rückgang der Diversität. Die **Pyraloidea** hatten ein deutliches Diversitäts-Maximum auf den niedrigsten Standorten bei ca. 1000 m Höhe. Mit zunehmender Höhe war ein deutlicher und zunächst steiler Rückgang der Diversität zu beobachten, der aber ab ca. 2000 m Höhe änderte im Wesentlichen unverändert blieb. Die Diversität der **Arctiidae** hingegen nahm mit steigender Höhe nur recht schwach, wenn auch signifikant und nahezu linear, ab. Entlang der Höhe wurde aber bei beiden Taxa kein Trend zu zunehmender Dominanz beobachtet, d. h. es gab keine Arten, die durch die Diversitätsabnahme überproportional „profitiert“ hätten. Die im selben Untersuchungsgebiet von Brehm (2002) untersuchten Geometridae zeigten demgegenüber überhaupt keine Abnahme der Diversität im Höhengradienten (vgl. auch Brehm *et al.* in press).

Diversitätsmuster können aber auch von der taxonomischen Skalenebene beeinflusst werden und auf der Basis von Unterfamilien und Triben anders aussehen. Die Unterfamilien der Geometridae (Brehm 2002) unterschieden sich deutlich. Die Diversität der Geometrinae und Sterrhinae nahm mit der Höhe ab, die der Ennominae blieb fast gleich, und die der Larentiinae stieg sogar an. Daher erschien es sinnvoll, auch die hier untersuchten Nachtfalterfamilien ebenfalls auf niedrigerem taxonomischen Niveau zu betrachten. Da die Unterfamilie der Pyraustinae die individuen- und artenreichste der Pyraloidea darstellt, erstaunt es nicht, dass sie eine ähnliche Abnahme der Diversität zeigte wie die gesamte Familie. Die restlichen Unterfamilien waren zu wenig abundant für Diversitätsberechnungen. Bei den Arctiidae war eine signifikante Diversitätsabnahme nur



noch bei der Unterfamilie der Lithosiinae nachzuweisen. Dies erstaunt insbesondere, da die Flechtendiversität mit der Höhe aufgrund zunehmend offenerer Bestandesstruktur steigt (N. Nöske, pers. Mitt.). Die Arctiinae (mit und ohne Einschluss der Tribus Ctenuchini) zeigten keine signifikante Diversitätsänderung mit der Höhe. Bei der Tribus Ctenuchini nahm zwar die Individuen- und Artenzahl mit der Höhe ab, die Diversitätsabnahme war aber vermutlich aufgrund der geringen Fangzahlen nicht signifikant.

In vielen Studien erfolgt die beobachtete Diversitätsabnahme mit der Höhe allerdings nicht gleichmäßig, sondern es findet sich bei den meisten Organismengruppen ein sog. „mid elevation peak“ (Janzen *et al.* 1976, Holloway 1987, McCoy 1990, Olson 1994, Rahbeck 1995, Rahbeck 1997, Lees *et al.* 1999, Chey 2000, Lomolino 2001), d. h. ein Diversitätsmaximum in mittleren Höhenlagen (bei ca. 1000 m ü. NN). Grytnes & Vetaas (2002) beschrieben einen solchen ebenso für die Pflanzenartenvielfalt des Himalaja. Auch für Lepidoptera sind „mid elevation peaks“ bekannt. Janzen *et al.* (1976) beobachtete ihn auf ca. 1600 m ü. NN in einer Studie über Tagfalter entlang eines Transektes von 200–3600 m Höhe ü. NN in Venezuela. Allerdings waren hier die Abstände zwischen den Probenstandorten, die auf 200, 1600, 3550 und 3600 m ü. NN lagen, sehr groß, sodass dieser Peak auch als Artefakt der Sammelmethode entstanden sein könnte. Andere Autoren konnten diesen Effekt nicht feststellen. So fand Brühl *et al.* (1999) beispielsweise einen kontinuierlichen Rückgang der Diversität laubstreubewohnender Ameisen am Mount Kinabalu (Malaysia) zwischen 400 und 2500 m Höhe. Wolda (1987) beobachtete ebenso einen kontinuierlichen Diversitätsrückgang bei Homopteren und Käfern in Panama.

In dieser Studie war es leider nicht möglich, den Transekt bis in den Tieflandregenwald auszudehnen. Aufbauend auf den Befunden in Südostasien (Tabelle 25, Holloway 1987, Robinson *et al.* 1995, Robinson & Tuck 1996, Schulze 2000), die den hier beobachteten Werten ja sehr ähneln, wo bei den Pyraloidea die höchsten Diversitätswerte im Tieflandregenwald gefunden wurden und in höheren Lagen eine deutliche Abnahme zu finden war, kann man vermuten, dass auch in Südecuador die Pyraloidea keinen Diversitätsgipfel auf 1000 m ü. NN zeigen, sondern dass bei Lichtfängen im Tieflandregenwald eine noch höhere Diversität zu erwarten wäre. Eine Unterfamilie der Pyraloidea weicht allerdings von diesem Muster ab. Die Scopariinae erreichen weltweit den höchsten Artenreichtum in montanen und alpinen Gebieten (siehe auch Nuß 1999 und Schulze 2000) und kamen auch in dieser Studie erst ab 2400 m ü. NN nennenswerter Anzahl vor. Für andere Nachtfaltertaxa, darunter auch für die Arctiidae, wurde in Südostasien sehr wohl bei ca. 1000 m ü. NN ein „mid elevation peak“ beschrieben

(Holloway *et al.* 1990). Schulze (2000) fand bei der von ihm untersuchten Unterfamilie der Arctiinae am Mount Kinabalu auf Borneo ein Maximum der Diversität zwischen 1200 und 2000 m ü. NN und danach eine Abnahme, die zwischen 1040 und 2670 m ü. NN in Südecuador nicht zu finden war (siehe oben). Es scheint demnach, dass sich diese Zone sehr großer Artenvielfalt in den Anden in größere Höhen hin ausdehnt. J. Axmacher (pers. Mitt.) fand an einem Höhentransekt am Mt. Kilimanjaro eine kontinuierliche Abnahme der Arctiidae-Diversität. Allerdings fing dort der Transekt in Kulturland- bzw. Sekundärwaldbereichen erst bei ca. 1200 m ü. NN an. Darunter gibt es auch keinen tropischen Regenwald mehr, sondern nur Savanne. Die Arctiinae kommen am Mount Kilimanjaro nur bis ca. 2500 m ü. NN vor, und darüber gab es nur vereinzelte Massenfänge von wenigen Lithosiinae-Arten. Somit unterscheidet sich das Ausmaß der Alpha-Diversität und auch das Höhenmuster der Arctiidae an diesem isoliert stehenden Berg in Ostafrika nicht nur von den Befunden in den Anden, sondern auch von denen in Südostasien und nimmt so eine Sonderstellung ein.

Dass bei den meisten Organismen ein „mid elevation peak“ gefunden werden kann, ist unumstritten. Die Gründe hierfür sind vielfältig. Hauptsächlich werden geographische und klimatische Einflüsse, Isolationsprozesse oder der „Turnover“ von Arten als Kräfte herangezogen, die auf einen Gradienten der Artenvielfalt einwirken (Rahbeck 1997, Lomolino 2001, Holloway & Nielsen 1999). Dabei wurde beispielsweise von Rahbeck (1997) bereits als Nullmodell angenommen, dass alleine durch geometrische Zwänge ein „buckeliges“ Verbreitungsmuster entlang eines Höhengradienten wahrscheinlicher ist als ein linearer Gradient (siehe auch Lees *et al.* 1999). Dazu kommt noch die Überschneidung von Artengemeinschaften tieferer und höherer Lagen, wodurch dann in einer Übergangszone die Artenvielfalt ansteigt. Gerade in den kontinuierlich ineinander übergehenden höheren und tieferen Bergwaldlagen ist dies der Fall (Holloway & Nielsen 1999). So kann ein „mid elevation peak“ entstehen, der an sich ein sog. „sink“-Habitat darstellt. Ausführliche Übersichten der wissenschaftlichen Diskussion um den „mid elevation peak“ finden sich bei Rahbeck (1997), Chey (2000), Chown & Gaston (2000a), Chown & Gaston (2000b), Colwell & Lees (2000) und Körner (2000). Dagegen kann man für das Untersuchungsgebiet am Podocarpus-Nationalpark festhalten, dass für keine der drei untersuchten, hochdiversen Nachtfaltergruppen irgendwelche Beweise für einen „mid elevation peak“ vorliegen.

**Wahl geeigneter Diversitätsmaße**

Tropische Arthropodengemeinschaften sind meistens so artenreich, dass selbst nach langjährigen Aufsammlungen eine „vollständige“ Erfassung nicht gelingen kann (Novotný & Basset 2000). Das liegt vornehmlich an den vielen „seltenen“ Arten, deren Vorkommen in den Stichproben sehr stark vom Zufall beeinflusst wird. Wie in Kapitel 4.1 zu sehen war, bestehen die Zönosen der untersuchten Nachtfaltertaxa zu einem sehr großen Prozentsatz aus Einzelstücken. Daher ist es äußerst wichtig, Maßzahlen zu verwenden, die weitgehend unabhängig von der Stichprobengröße und von unvermeidlichen Sammelartefakten sind. Die reinen Artenzahlen geben zwar bereits einen ersten Eindruck über die Vielfalt, sind aber stark abhängig von der Fangintensität und damit von der Stichprobengröße. Dasselbe gilt – zumindest bis zum Erreichen einer hinreichend großen Stichprobe – für die Extrapolationsverfahren, bei denen die beobachtete Artenzahl ein fester Bestandteil der Formeln ist (Colwell & Coddington 1994). Auf der lokalen Ebene eigneten sich die Extrapolationsschätzer daher auch weniger gut als auf der globalen (Gamma-Diversität), da der Erfassungsgrad der Pyraloidea im Mittel nur noch zwischen 54 und 56 % und der der Arctiidae zwischen 44 und 53 % lag.

Die hier verwendeten Diversitätsmaße (Fishers Alpha und Hurlbert-Rarefaction), die ja möglichst unabhängig von der Probengröße und der Erfassungsintensität sein sollten, zeigten im großen und ganzen für beide Familien ähnliche Muster, aber unterschieden sich trotzdem im Detail. Bei den Pyraloidea differenzierte Fishers Alpha drei Diversitätsgruppen entlang des Höhengradienten. Beurteilt nach der Hurlbert-Rarefaction erschien die Abnahme der Diversität etwas schwächer, und diese drei Diversitätsgruppen verschwimmen etwas mehr, so dass man nur noch zwei unterscheiden kann. Man sollte annehmen, dass Diversität gerade an den tiefsten und auch diversesten Standorten (Bombuscaro und Alte Strasse) nach nur zwei Fangrunden eher unterschätzt wurde, da Alpha wegen der bekannten Abhängigkeit von der Individuenzahl bei weiteren Fängen ja immer noch ansteigen sollte (Robinson & Tuck 1996, Robinson 1998, Intachat & Holloway 2000, Holloway 2001, Schulze & Fiedler in press). Die Hurlbert-Rarefaction nimmt generell mit steigender standardisierter Individuenzahl natürlich auch an Trennschärfe zu. Es ist aber vorstellbar, dass aufgrund einiger Standorte, an denen die Fangzahlen sehr klein geblieben waren, stark „herunterverdünnt“ werden musste (siehe Abbildung 28a) und dass dadurch in diesem Fall die Trennschärfe der Hurlbert-Rarefaction gelitten hat, sodass Fishers Alpha ein etwas präziseres Bild ergab. Auch fanden sich im gesamten Gradienten Abundanzunterschiede zwischen den Standorten derselben

Höhenstufen. Gerade hier konnte man bei den Arctiidae nach der Hurlbert-Rarefaction keine Unterschiede mehr feststellen, die aber bei Fishers Alpha vereinzelt auftauchen. Bei den Arctiidae musste aber auf einen noch kleinere gemeinsame Individuenzahl herunterverdünnt werden (82 Individuen) als bei den Pyraloidea, so dass die Rarefaction-Kurven alle extrem nahe beieinander lagen (Abbildung 28b) und noch schwieriger zu trennen waren. Außerdem ist das von Achtziger *et al.* (1992) als „Klumpung“ von Artenverteilung bezeichnete Problem nicht auszuschließen. Es kann immer in einzelnen Stichproben zufällig zu Massenaufreten von Arten in nur einem Lichtfang kommen, so dass die Diversität dieses Standortes bei einer Rarefaction überschätzt werden würde.

Grundsätzlich stimme ich beispielsweise mit Brehm (2002) darin überein, dass es lohnenswert ist, um Fehlinterpretationen zu vermeiden, mehrere Diversitätsmaße zu berechnen und zu vergleichen (siehe auch Süßenbach & Fiedler 1999). Durch Übereinstimmung wird dabei der Befund erhärtet, und zusätzlich wird auch die Vergleichbarkeit mit anderen Studien erhöht.

## **5.4 BETA-DIVERSITÄT IM HÖHENGRADIENTEN**

### **Faunenveränderung**

Entlang eines Höhengradienten ändert sich nicht nur die Vielfalt von Artengemeinschaften, sondern auch ihre Zusammensetzung. Man sollte davon ausgehen, dass beim Vergleich des Turnovers von herbivoren Insekten mit dem der Vegetation sich in irgendeiner Form ähnliche Muster des altitudinalen Artenwechsels finden lassen. Ferner sollte man erwarten, dass sich der altitudinale Artenwechsel zwischen zwei Taxa wie den Pyraloidea und den Arctiidae unterscheidet, deren Larven ja sehr divergente Nahrungsbeziehungen aufweisen und deren Alpha-Diversitätsmuster ebenso deutlich voneinander verschieden sind. Für den andinen Nebelwald der Ostanden wurden verschieden Waldzonen beschrieben bzw. klassifiziert (siehe auch Kapitel 2). Bussmann (2001) teilte den Wald aufgrund phytosoziologischer Erhebungen in fünf verschiedene Höhenzonen ein und richtete sich dabei im wesentlichen nach der Klassifikation von Sierra (1999). Paulsch (2002) unterschied, basierend auf seinen Waldstrukturuntersuchungen, 14 verschiedene Waldstrukturtypen. Die Lichtfangstandorte dieser Studie lagen in sechs dieser Strukturtypen. Solche Einteilungen in distinkte Waldzonen sind auch in anderen Regionen üblich (z. B. Holloway 1986 für südostasiatische Bergwälder). Für Gemeinschaften herbivorer Insekten sind solche Zonierungen schwer zu finden. In Arbeiten, die sich mit

der Beta-Diversität von Insekten beschäftigen, wird meistens pauschal resümiert, dass sie mit wachsender Distanz größer wird (Wolda 1983, Harrison *et al.* 1992, Mawdsley 1996), aber entlang von Höhengradienten werden fast immer wieder „nur“ Muster der Alpha-Diversität diskutiert (siehe oben). Nur wenige Studien haben die Beta-Diversität entlang von Höhengradienten untersucht und dann oft mit Hilfe von Clusteranalysen, die von vorne herein die Existenz von „distinkten Gruppen“ nahe legen (Holloway *et al.* 1990, Holloway 1998, Schulze 2000). In dieser Studie wurden für die untersuchten Nachtfalterfamilien, im Gegensatz zu den Waldklassifikationen, keine klar abgrenzbaren „Zonen“ gefunden. Sowohl für die Pyraloidea als auch für die Arctiidae konnte stattdessen ein kontinuierlicher Artenwechsel mit wachsender Höhe festgestellt werden. Dabei war bemerkenswert, dass die Artengemeinschaften von Standorten einer Höhenstufe, die vereinzelt bis zu 950 m Luftlinie auseinander lagen (T1-3 mit T2-3), sich in ihrer Artenzusammensetzung stets ähnlicher waren als die im Höhengradienten (Abstand im Kerngebiet 100 Höhenmeter) nächst höheren oder niedrigeren Standorte. In diesem gleichmäßigen Artenwechsel stimmen die Befunde – im Gegensatz zur Alpha-Diversität – nicht nur zwischen den beiden hier untersuchten Familien und auch deren individuen- und artenreichsten Unterfamilien überein, sondern sie decken sich auch mit den Ergebnissen der von Brehm (2002) untersuchten Geometridae. Die Matrixkorrelationen zwischen den Faunenähnlichkeitsmatrizen der Pyraloidea und Geometridae (NESS-Index mit  $m_{\max}$ ) ergaben einen Zusammenhang von  $r = 0,87$  ( $p < 0,0001$ ) und zwischen den Arctiidae und Geometridae sogar  $r = 0,94$  ( $p < 0,0001$ ). Die extreme Konkordanz des Artenwechsels in den drei Nachtfaltertaxa, die sich in Ordinationen und Matrixkorrelationen gleichermaßen manifestiert, legt den Verdacht nahe, dass hier ein gemeinsamer steuernder Faktor zugrunde liegt, der von der Vegetation unabhängig ist. Denn sowohl von ihren ökologischen Ansprüchen als auch ihren Alpha-Diversitätsmustern sind die Unterschiede zwischen den Arctiidae, Geometridae und Pyraloidea ja evident.

Natürlich fanden sich in verschiedenen Höhenstufen nicht nur in der Vegetation, sondern auch bei den Nachtfaltern einzelne sehr dominante Arten. Aber dennoch hatte die zunehmende Höhe keinen Einfluss auf die Stärke der Dominanz (die Korrelation der Arctiidae war zwar signifikant, die Stärke des Zusammenhanges aber sehr schwach), wie man es bei sinkender Pflanzendiversität und ausgeprägter Dominanz von einer Baumart, *Purdiaea nutans* (Cyrillaceae) von 2170 bis 2650 m ü. NN (Paulsch 2002), hätte erwarten können. Im Verbreitungsbereich der *Purdiaea nutans* war bei den Pyraloidea bis zum Standort T7 (2387 m ü. NN) eine Art der Unterfamilie Pyraustinae Taxon-Nr. 42

dominant, an den zwei obersten Höhenstufen (T8 und T9) bis 2677 m ü. NN wurde sie von der Scopariinae-Art Taxon-Nr. 767, die auf Kryptogamen als larvale Futterpflanzen spezialisiert sind, abgelöst. Im darunterliegenden Waldbereich stellten verschiedene, immer von Standort zu Standort wechselnde Pyraustinae-Arten die dominanteste Art. Was zumindest am Fluss auf der Höhe T1 verwundert, weil man in dieser Art von Habitat eher eine Art der Nymphulinae (= Wasserzünsler) hätten erwarten können, wo sie in Südostasien in großen Zahlen auftreten können (Schulze 2000). Bei der Familie der Arctiidae dominierte eine Art der Unterfamilie Lithosiinae – *Agylla* sp., Taxon-Nr. 356 – jeweils die meisten Standorte im Bereich der *Purdiaea nutans*. Als sog. Flechtenbären fressen die Raupen auch dieser Unterfamilie nicht direkt an Bäumen. An den Lichtfangstandorten der Höhen T3 bis T5 war eine Arctiinae-Art – *Ischnocampa* sp. Taxon-Nr. 273 – dominierend, während in tieferen Lagen verschiedene Arten der Tribus Ctenuchini und je nach Störungszunahme (z. B. am Fluss oder der „Alten Strasse“) wieder Lithosiinae-Arten am häufigsten waren. Auch die Anteile der Singletons in den Artengemeinschaften der Nachtfalter waren unabhängig von der Höhe und schienen eher von anderen Standortfaktoren oder der lokalen Populationsdynamik beeinflusst zu werden. Der nahezu lineare, gleichmäßige Artenwechsel mit der Höhe lässt sich nicht nur bei den Herbivoren belegen, sondern inzwischen auch in einzelnen Vegetationsuntersuchungen. So fand sich dieser kontinuierliche Artenwechsel auch bei Bäumen (> 5 cm dbh; J. Homeier, pers. Mitt. und Kapitel 4.6.3) sowie bei den Untersuchungen von Windern und Lianen (S. Matezki, pers. Mitt. und Kapitel 4.6.4). Natürlich gibt es entlang des Höhengradienten Bereiche, die von einzelnen Pflanzenarten dominiert und auch charakterisiert werden, was ja für die hier untersuchten Nachtfalter genauso gefunden wurde. Die dominanteste Falterart stellte in beiden Familien jeweils im Durchschnitt ein Sechstel aller beobachteten Individuen. Aber die Ergebnisse deuten darauf hin, dass es im ungestörten Wald zwischen diesen „Zonen“ eher fließende Übergänge gibt als starre Grenzen. Interessanterweise ergab eine Nachuntersuchung der Vegetation eines ausgedehnten Höhengradienten in Costa Rica (Lieberman *et al.* 1996) ebenfalls, dass eher ein kontinuierlicher Artenwechsel denn eine distinkte Zonierung vorlag. Scheinbare Zonierungen stellten sich dabei als ein Artefakt der analytischen Methoden heraus. Es wurden Klassifikationsverfahren eingesetzt, die naturgemäß einen Gradienten nicht abbilden können (vgl. Diskussion bei Brehm 2002). Bei einer Untersuchung der Geometridae am Mt. Kilimanjaro in Afrika wurde ein ähnlicher, weitgehend linearer Artenwechsel gefunden (Scheuermann 2002). Allerdings fanden sich in der Korrelation der ersten Dimensionsachse aus der MDS mit der Höhe zwei

Bereiche, die leicht abwichen. Diese „Störungen“ deckten sich zum einen mit dem unteren Bereich am Berghang, der Kulturland- bzw. Sekundärwaldzone, und zum anderen mit einer scharfen „Waldgrenze“ in höheren Lagen, die durch eine abgebrannte „Ericaceae-Heide“ entstanden ist. Im natürlichen, ungestörten Wald dazwischen änderte sich die Fauna fast gar nicht. Dort gab es anscheinend so etwas wie eine „distinkte“ Bergwaldfauna, allerdings auf weit geringerem Diversitätsniveau als in Ecuador. Da in dieser Studie am Mt. Kilimanjaro dieselben Analyseverfahren angewendet wurden, kann man daraus schließen, dass man auch in Südecuador mit diesen Methoden distinkte Zonen gefunden hätte, wenn sie dort wirklich so deutlich existieren würden.

Trotz sehr hoher Diversität, einiger taxonomischer Probleme und unvollständiger Erfassung der Zönosen, gelang in dieser Studie eine hochauflösende Abbildung des Höhengradienten. Dabei erwiesen sich die Nachtfalter als exzellente Modellorganismen zur Bioindikation, wie auch schon Holloway (1985), Schulze (2000), Kitching *et al.* (2000) gezeigt haben. Die Standorte, die in gestörteren Bereichen lagen, wie die Höhenstufe T1 am Fluss des Untersuchungsgebietes oder an der „Alten Strasse“ im Kulturland, waren besonders in den Ordinationen der Pyraloidea gut dargestellt worden.

### **Interpretation der Ordinations-Dimensionen**

Die Diskussion des vorangegangenen Abschnittes beruhte auf Mustern aus einer Ordination der Falterstichproben mittels MDS (Kapitel 4.3, Abbildung 17). Andere Ordinationsverfahren (CA, DCA) erbrachten bei der Analyse der Geometridae-Zönosen völlig übereinstimmende Ergebnisse (Brehm 2002), weswegen hier auf deren Darstellung gänzlich verzichtet wurde. Allerdings waren nur die Ergebnisse entlang der ersten Dimensionsachse ökologisch erklärbar. In diesem Abschnitt wurde die ökologische Bedeutung der zweiten Dimensionsachse aus den MDS-Grafiken sehr vorsichtig interpretiert, weil hier der sog. „Hufeiseneffekt“, der bereits für die Korrespondenzanalyse bekannt ist, auftritt (zu Hufeiseneffekten bei MDS vgl. Brehm 2002, siehe auch Legendre & Legendre 1998, Legendre & Gallagher 2001). Eine solche Bogenform in der Ordination tritt immer dann auf, wenn hauptsächlich ein ökologischer Gradient die Unterschiede in der Zusammensetzung der Zönosen bewirkt. Dieser wird von Hill & Gauch (1980) als Coenokline bezeichnet und im Sinne eines Artefakts der Methode interpretiert. Brehm (2002) untersuchte anhand modellierter und empirischer Falterdatensätze dieses Phänomen und kam zu dem Schluss, dass diese „Bögen“ aufgrund eines gleichmäßigen Artenwechsels entlang eines eindimensionalen Umweltgradienten entstehen, und zwar

aufgrund der sich überlappenden Verbreitung der Arten. Damit schließt er sich der Erklärung von Wartenberg *et al.* (1987) an, wonach die Bogenform intrinsische Eigenschaften von Datensätzen mit coenoklinaler Struktur sind.

In den Darstellungen in Kapitel 4.4 war der „Hufeiseneffekt“ in der MDS etwas schwächer ausgeprägt. Denn hier beeinflusste auch mehr als ein ökologischer Gradient – nämlich ein räumlicher und ein zeitlicher – die Ordination der Nachtfaltergemeinschaften zueinander. Daher erwies sich in diesem Fall auch die Auftrennung der Taxozönosen entlang der zweiten Ordinationsachse als interpretierbar: Hier bildeten sich zeitliche Differenzierungen der Zönosen ab.

## **5.5 WODURCH WERDEN DIE DIVERSITÄTSMUSTER BEEINFLUSST?**

Die Umweltparameter, die mit steigender Höhe auf die Diversität von Zönosen im Bergregenwald wirken, können sehr verschiedenartig sein. Lawton *et al.* (1987) zählt in seiner Studie eine Reihe von möglichen Variablen wie beispielsweise die geringere Habitatgröße mit wachsender Höhe, verringerte Ressourcenverfügbarkeit, zunehmend schwankende oder zumindest schwierigere Klimabedingungen und geringere Primärproduktion als Faktoren auf, die die Diversität von Artengemeinschaften beeinflussen können. Verschiedene dieser Argumente werden in der Literatur immer wieder untersucht und diskutiert, und manche dieser Faktoren hängen zudem selbst voneinander ab.

So hat die mit zunehmender Höhenlage verminderte Habitatfläche laut Rahbeck (1997) und Körner (2000) einen mindernden Einfluss auf die Diversität von Organismen. Grundlage dafür sind die vielfach bestätigten Arten-Flächen-Beziehungen (MacArthur 1984, Begon *et al.* 1991). Holloway (1987) beobachtete in Papua Neuguinea eine höhere Nachtfalterdiversität in hohen Lagen als in Borneo und argumentierte, dass die Landmasse, die über 2000 m ü. NN liegt, dort größer ist und so die größere Vielfalt mitverursachen würde. Denn damit ist die Wahrscheinlichkeit größer, dass es durch eiszeitliche Isolation, Speziation und spätere Koexistenz von Lebewesen zu einer höheren Diversität kommen kann, als auf der relativ kleinen Fläche isolierter Berge, wie dem Mount Kinabalu. Andere Autoren führen diese Theorie als Erklärung der andinen „hotspots“ der Biodiversität für alle möglichen Organismengruppen mit an (Terborgh 1977, McCoy 1990, Rahbeck 1995, Lomolino 2001). Dies mag die im Untersuchungsgebiet der ECSF sehr hohe Gamma-Diversität der Arctiidae (diese Studie) und Geometridae (Brehm 2002) erklären, liefert



aber kein Argument dafür, warum die Änderung der Alpha-Diversität mit steigender Meereshöhe bei den drei untersuchten Nachtfalterfamilien so verschieden ist, während die Änderung der Faunenstruktur dieser Taxa so überraschend ähnlich verläuft. Ferner stehen im langgestreckten Faltengebirge der Anden über große Ausdehnungen hin (besonders an der Ostabdachung) zusammenhängende Bergwaldgürtel als Lebensraum zur Verfügung, die erst in jüngster Zeit anthropogen stark ausgelichtet und fragmentiert wurden. Es gab hier also ausgedehnte Möglichkeiten für horizontalen Austausch von Arten.

Während Räuber und Ressourcenverfügbarkeit grundsätzlich die Verteilung von Insektenpopulationen stark beeinflussen können (Williams *et al.* 2001), gibt es keine Anzeichen, dass Prädatoren diese Höhenverteilung entscheidend formen. Die wichtigsten Räuber von herbivoren Insekten in tropischen Lebensräumen stellen Vögel, Fledermäuse und Ameisen. Die Diversität dieser drei Taxa nimmt aber mit der Höhe genauso ab wie die der Insekten (Terborgh 1977 und Rahbeck 1997 für Vögel in der Neotropis, Stork & Brendell 1990 und Brühl *et al.* 1999 für Ameisen in Südostasien). Matt (2001) konnte dies auch für die Diversität insektenfressender Fledermäuse im Untersuchungsgebiet bestätigen (siehe auch Sánchez-Cordero 2001), sodass diese keine Erklärung für einen Diversitätsrückgang der Herbivoren liefern würden, sondern eher denselben Zwängen unterliegen. Durch einen hohen Grad an Spezialisierung sind Parasitoide, noch in größerem Maße als Räuber, mit den Zönosen der Herbivoren verbunden und können sicher einen Einfluss auf das Fouragierverhalten der Raupen und auch auf deren Populationsgröße haben (Weseloh 1993). Aber durch diese Spezialisierung ist es unwahrscheinlich, dass dieser „Druck“, den die Parasitoide auf die einzelnen Wirtspopulationen ausüben, insgesamt auch auf der Ebene der Gemeinschaften zunimmt. Außerdem wird oft vermutet, dass tropische Raupen einen geringeren Parasitendruck ausgesetzt sind, weil in extrem diversen Wirtsgemeinschaften sich die Parasitoide wegen der Seltenheit der meisten potentiellen Wirte schwerer tun als in temperaten Regionen („resource fragmentation hypothesis“, Janzen 1981). Ein weitere Hypothese besagt, dass steigende Toxizität, begleitet von einer großen Vielfalt an Toxinen, dazu führen kann, dass tropische Wirte im Durchschnitt weniger gut zugänglich für Parasitoide werden („nasty host hypothesis“, Gauld *et al.* 1992, Dyer 1995, Sime & Brower 1998). Auch die Zuchtversuche von Brehm (in press) an Geometridae-Raupen gaben keinen Anhaltspunkt für besonders hohen Parasitenbefall. Das Vorkommen von Ameisen, die ja in den Tiefländern der Tropen mit die wichtigsten Prädatoren darstellen (Floren *et al.* 2002), war im Stationsgebiet überhaupt sehr gering, und ab einer Höhe von ca. 2000 m ü. NN kamen

praktisch kaum mehr Ameisen vor (eigene Beobachtungen und siehe auch Brehm 2002). Insgesamt ist es also eher unwahrscheinlich, dass Prädatoren oder Parasitoide die Diversitätsmuster von Herbivoren entlang des andinen Höhengradienten prägen. Eher deutet sich an, dass manche dieser natürlichen Gegenspieler von herbivoren Insekten denselben Zwängen unterliegen wie ihre potentiellen Beutetiere.

Ein wichtiger Parameter für Herbivore mag die Verfügbarkeit und Qualität von Nahrungsressourcen sein. Basset (1992) zeigte, dass die Nahrungsversorgung mit der Verfügbarkeit von jungem Blattwerk korreliert ist. Aber Gentry (1988) beobachtete, dass die Diversität von Pflanzenarten in der Neotropis mit der Höhe generell abnimmt (siehe auch Lieberman *et al.* 1996, Kessler *et al.* 2001). Waide *et al.* (1998) und Bruijnzeel & Veneklaas (1998) fanden sogar eine sinkende pflanzliche Primärproduktion mit steigender Höhe in tropischen Bergregenwäldern. Die Höhe wirkt sich auch auf Wirtspflanzenparameter, wie sekundäre Inhaltsstoffe, mechanische Abwehrmechanismen, Blattalter, -struktur und verfügbare Nährstoffe aus, und so kann die geographische Verbreitung der Nahrungspflanzen entscheidend das Vorkommen terrestrischer Herbivorer mit beeinflussen (Strong *et al.* 1984). Der Grund dieser sinkenden Primärproduktion ist vermutlich in der ebenso mit der Höhe sinkenden Stickstoffverfügbarkeit zu finden (Waide *et al.* 1998, Tanner *et al.* 1998; Schrumpf *et al.* 2001 für das Untersuchungsgebiet), was nicht nur für die Böden gilt, sondern auch für die Blätter (Tanner *et al.* 1998). Auch Rahbeck (1997) sieht darin einen möglichen Einfluss auf sinkende Diversität der Herbivoren mit der Höhe.

Um den Einfluss der Vegetation auf die Diversitätsmuster der Nachtfalterzönosen im Untersuchungsgebiet zu untersuchen, wurden Analysen mit der Baumartenvielfalt, der Diversität von Windern und Lianen und der Waldstruktur durchgeführt. Weder im Falle der Baum- noch der Kletterpflanzendiversität konnte in multiplen Regressionsmodellen ein signifikanter Zusammenhang mit den Mustern der Alpha-Diversität der Pyraloidea und Arctiidae gefunden werden, obwohl beide Pflanzengruppen wie auch beide Nachtfaltertaxa in ihrer Diversität mit der Höhe abnehmen. Allerdings konnte durch Mantel-Matrixkorrelationen gezeigt werden, dass sich insgesamt die Muster der Beta-Diversität aller dieser Organismengruppen sehr ähneln. Systematische Erhebungen der Epiphytendiversität im Höhengradienten liegen für das Untersuchungsgebiet bisher nicht vor, Werner (2002) verglich nur einzelne Bäume. So gab es keine ausreichende Datenbasis, um einen möglichen Einfluss der Epiphytendiversität auf die Falterdiversität direkt zu untersuchen. Allerdings würde man auch keine großen Zusammenhänge

erwarten, weil die meisten Epiphyten zu Pflanzengruppen (z. B. Orchideen, Bromelien, Moose, Farne) gehören, die als Wirtspflanzen von Lepidopteren nur eine untergeordnete Rolle spielen. Ob in der Waldstruktur ein Zusammenhang mit der Nachtfalterdiversität zu finden ist, konnte aufgrund einer größeren Anzahl an vergleichbaren Standorten zusammen mit anderen abiotischen Parametern (Temperatur und Kronenschluss) in einem multiplen Regressionsmodell untersucht werden. Dabei zeigte sich, dass nur für die Temperaturabnahme mit der Höhe (ca. 0,5 K pro 100 Höhenmeter) ein signifikanter Zusammenhang mit den Alpha-Diversitätsmustern sowie den Beta-Diversitätsmustern der Pyraloidea und Arctiidae nachgewiesen werden konnte. Bei den Pyraloidea, deren Alpha-Diversität deutlicher mit der Höhe sinkt, ist der Einfluss der Temperatur stärker als bei den Arctiidae. Diese sind, als größere und durch ausgeprägte Thoraxbehaarung thermisch stärker isolierte Falter, offensichtlich besser an kältere Temperaturen angepasst als die kleineren meist viel graziler gebauten Zünsler. Die von Brehm (2002) untersuchten Geometridae zeigten mehr oder weniger konstante Diversität im Höhengradienten, da einige besonders gut an niedrige Temperaturen angepasst sind, weil sie bei Thoraxtemperaturen weit unter 30 °C optimale Flugleistung erbringen können (Heinrich & Mommsen 1985, Heinrich 1993). Somit gibt es im Untersuchungsgebiet zwar einen mit der Temperaturabnahme korrelierten Gesamtrückgang der Alpha-Diversität aller Herbivorentaxa zusammen, aber durch Anpassungen bzw. Spezialisierungen sind einzelne Unterfamilien oder Taxa (unter den Pyraloidea beispielsweise Scopariinae) scheinbar davon unabhängig. Der Turnover der Arten im Höhenverlauf ist allerdings in allen Familien der Nachtfalter und genauso in der Vegetation stark mit der Temperaturabnahme assoziiert.

Dass hier nahezu kein Beweis dafür gefunden wurde (Faktor 1 der Hauptkomponentenanalyse aus den Waldstrukturdaten trägt nur 3 % zur Erklärung der Beta-Diversitätsmuster der Arctiidae bei), dass die Waldstruktur einen Einfluss auf die darin lebenden Herbivoren hat, ist schon erstaunlich, weil doch andere Studien hierfür Hinweise liefern. Einige Autoren (Southwood *et al.* 1979, Gaston 1992, Perfecto & Snelling 1995 und Perfecto & Vandermeer 1996) bemerkten, dass der positive Zusammenhang der Diversität von Pflanzen und Insektendiversität auch mit der strukturellen Diversität der Vegetation interkorreliert sein kann. Die meisten dieser Studien wurden aber in Tieflandregenwäldern durchgeführt, wo die Temperatur- bzw. Klimaschwankungen nicht so extrem ausgeprägt sind. Außerdem war hier vermutlich die „strukturelle“ Komponente eher ein indirekter Effekt der Pflanzendiversität, denn eine

artenreiche Waldformation mag meist auch „struktureicher“ sein. So konnte Beck *et al.* (2002) die Unterwuchsdiversität als wichtigsten Prädiktor für die Diversität der Familie der Geometridae in einem Regenwald auf Borneo belegen und die echten Strukturparameter, wie z. B. die Baumdickenvarianz fielen im multiplen Modell alle heraus. Alles in allem hätte man dennoch in der vorliegenden Studie bei der Analyse der Strukturdaten eigentlich mehr erwarten müssen. Dass dies nicht gelang, hatte vermutlich eine Reihe von Gründen: Es sind viele Parameter aufgenommen worden, die a priori für Insekten irrelevant sind. Die Aufnahme der Parameter erfolgte mit willkürlich gewählten Rangskalen, die kaum zu vereinheitlichen sind und so zwar an einer Probenfläche funktionieren aber nicht zum direkten Vergleich zwischen Probeflächen zu verwenden sind. Die Parameterauswahl hatte das Ziel einer Waldklassifikation und war nicht für eine Gradientenanalyse geplant worden und Daten über die für Herbivore äußerst wichtige Krautschicht waren gar nicht erfasst worden. Für die Waldklassifikation in einem vielschichtigen tropischen Bergregenwald hat das Strukturaufnahmesystem sehr gut funktioniert, für zukünftige Studien, in denen mit der Waldstruktur Vorhersagen über Falterdiversität gemacht werden sollen, müsste aber eine genauere Absprache der verschiedenen Forschungsdisziplinen vorausgehen.

Entlang von Höhengradienten gewinnt die Temperaturabnahme stark an Einfluss. So resümierte Holloway (1986) bereits, dass die primäre Kontrolle der Ausprägung von Höhenzonen wahrscheinlich die Temperatur und die zugehörigen klimatischen Faktoren wie Niederschlag, Relief und Bodenformationen darstellen. Scheuermann (2002), der die Diversität spannerartiger Nachtfalter am Mt. Kilimanjaro bearbeitete, konnte mit Hilfe multipler Regressionsmodelle ebenfalls die Temperatur als wichtigsten Faktor, der die Änderung der Alpha- und Beta-Diversität beeinflusst, herausarbeiten. Die Epiphytendiversität, die in seiner Arbeit auch signifikant mit in die Modelle mit einging, interpretierte er als Maß für die Intaktheit des Bergwald-Ökosystems, weil sie für kaum eine Falterart als Nahrungspflanze wichtig sind. Roy *et al.* (2001) beobachtete in Großbritannien, dass klimatische Einflüsse der wichtigste Faktor bei der Steuerung von Populationsschwankungen von Schmetterlingen sind. Und Michaud (1990) bemerkte, dass die Eignung von Habitaten durch ihre abiotischen Eigenschaften stark geprägt werden, so dass sie sich auch in der Qualität ihrer Futterpflanzen für die Herbivoren stark unterscheiden können. Außerdem können kalte Temperaturen wichtige metabolische Prozesse, wie die Entwicklung von Eiern und Larven, verlangsamen oder verhindern (Brown 1973 in Olson 1994). Aber Lomolino (2001) weist darauf hin, dass generelle

Muster in der Natur vermutlich eher auf kombinierten Effekten von redundanten und konvergierenden Prozessen beruhen als auf einer alles beherrschenden Kraft. Auch Lees *et al.* (1999) nehmen an, dass nicht nur die geometrischen Verteilungen von Arten entlang eines Gradienten, sondern auch Umwelt- und Evolutionsfaktoren einen Einfluss auf die Vielfalt von Herbivoren haben.

In dieser Studie konnte die Temperatur als sehr starke, einflussreiche Kraft, die teilweise die Alpha-Diversität und massiv die Beta-Diversität von Herbivoren und eben auch der sie umgebenden Umwelt prägt, nachgewiesen werden. Für weitere klimatische Faktoren, wie z. B. für den Niederschlag, waren keine kleinräumigen Messwerte verfügbar, um einen möglichen Zusammenhang statistisch zu prüfen. Auch ist die Kenntnis der Futterpflanzen neotropischer Pyraloidea und Arctiidae noch zu gering, um Vorzüge oder Nachteile von Habitaten anhand floristischer Inventarien zu vergleichen. Andererseits kommen auch andere Studien in den letzten Jahren vermehrt zu dem Schluss, dass tropische Insekten bei weitem keine so ausgeprägte Nahrungsspezifität haben, wie man bisher annahm (Fiedler 1998, Ødegaard *et al.* 2000, Ødegaard 2000, Novotný *et al.* 2002), wonach man also auch erwarten kann, dass die floristische Zusammensetzung der Vegetation nicht so stark limitierend für polyphage Gruppen ist. Um die Einflüsse von Faktoren wie Vegetation und Klima auf die Alpha- und Beta-Diversität der Nachtfalter noch genauer gegen den starken Temperatureinfluss abzugrenzen, müsste man demnach die Forschung vieler Arbeitsgruppen noch gezielter aufeinander abstimmen und auch viel mehr über die Nahrungs- und Habitatansprüche der Nachtfalter wissen.

## 5.6 NISCHENBREITE

Die zunehmende Ausdehnung der Verbreitung von Arten (= „geographische Nischenbreiten“) entlang des latitudinalen Gradienten wurde nach ihrem Beschreiber „Rapoports Regel“ benannt (Rapoport 1975, Rapoport 1982 und Stevens 1992). Demnach würden Arten nahe am Äquator schmale Verbreitungsareale haben und diese Verbreitungsgebiete größer werden, je weiter man nach Norden oder Süden kommt. Stevens (1992) übertrug das Konzept von Rapoport auch auf Höhengradienten. Mit steigender Meereshöhe sollen die vertikalen Verbreitungsbereiche von Arten – er untersuchte dies an Bäumen, Säugern, Vögeln, Reptilien und Amphibien – größer werden. Den zugrunde liegenden Mechanismus nannte er „Rapoport rescue hypothesis“, der besagt,

dass lokaler Artenreichtum stark durch die Nähe von Verbreitungsgrenzen von Arten beeinflusst wird, die potentiell mit ihnen interagieren können.

Gaston *et al.* (1998) äußerten methodische Kritik an der Arbeit von Stevens. Sie bemängelten, dass Stevens alle Arten pro Höhenstufe aufgetragen hat und dass dadurch die Datenpunkte nicht unabhängig voneinander sind, weil dieselben Arten, je breiter ihre Höhenverbreitung ist, ja mehrfach für verschiedene Höhenstufen in die Analyse eingingen. Dies wird von Gaston *et al.* (1998) als unzulänglich angesehen. Um diesen Fehler auszuschließen, wurde in der vorliegenden Studie die Nischenbreite der häufigeren Arten (Höhenausdehnung) nach Levins berechnet und gegen den Mittelpunkt ihrer Höhenverbreitung aufgetragen (Abbildung 27).

Zusätzlich bemerkten Colwell & Hurr (1994), dass Stevens Messungen durch ein Sammelartefakt beeinflusst sein könnten. Die Wahrscheinlichkeit, Falter bestimmter Arten nachweisen zu können, sinkt mit steigender Artenzahl. Der ermittelte vertikale Verbreitungsbereich hängt daher entscheidend von der Probengröße ab. Da aber die Artenzahl mit zunehmender Höhe abnimmt, könnte daraus ein „Pseudo-Rapoport-Effekt“ entstehen, weil in hochdiversen Zönosen (niedriger Lagen) viele Arten nur in wenigen Stücken vorliegen, während in weniger diversen Gemeinschaften die Erfassungsgüte besser ist. Braun (2002) konnte für die Heuschreckenfauna im Gebiet der ECSF und des Podocarpus-Nationalparks einen klaren altitudinalen Rapoport Effekt nachweisen. Aber aufgrund der Schwierigkeit, Heuschrecken in diesem Gelände quantitativ zu erfassen, und auch, weil sogar Arten mit in die Analysen aufgenommen wurden, von denen nur fünf Individuen nachgewiesen worden waren, ist es wahrscheinlich, dass die Kritik von Colwell & Hurr (1994) auch auf Brauns Studie zutrifft, besonders, weil Braun selber bei der Diskussion des von ihm gefundenen „mid elevation peaks“ ein Sammelartefakt vermutet. Deswegen wurde in dieser Nachtfalterstudie, für die aus allen Höhenbereichen vergleichbare quantitative Daten vorliegen, nur die wirklich häufigen Arten mit über 50 Individuen verwendet, um einen „Pseudo-Rapoport-Effekt“ zu vermeiden. Und in der Tat ergaben sich auch keinerlei Hinweise auf ein solches Phänomen, weder bei den Pyraloidea noch bei den Arctiidae.

Dennoch resümieren sowohl Stevens (1992) als auch Gaston *et al.* (1998), dass je größer die klimatische Variabilität ist, desto größer auch die Toleranz der Arten in der betreffenden Umwelt sein muss. Dadurch könnten sie dann ihre Verbreitung weiter ausdehnen. Janzen (1967) beobachtete ergänzend in den Tropen, dass je konstanter die Umweltbedingungen sind, desto kleinere Änderungen derselben ausreichen, um als

Ausbreitungsbarriere zu dienen. Gaston *et al.* (1998) bestätigten die Funktionsmuster der latitudinalen „Rapoport-Regel“ für sehr große Breitengrade in der Arktis, aber vermuteten, dass es kein allgemeingültiges altitudinales „Rapoport-Gesetz“ gibt. Beispielsweise beobachteten Fleishman *et al.* (1998) in Nevada einen klaren altitudinalen „Rapoport-Effekt“ bei Tagfaltern. Die Autoren dieser Studie hatten die Kritik bezüglich Sammelartefakten und der Unabhängigkeit der Daten berücksichtigt. In Nevada sind die klimatischen Bedingungen (arides Klima mit saisonalen Warmphasen), besonders auch für die untersuchten Tagfalter, härter als in den Tropen. In Südecuador hingegen sind diese Klimaschwankungen für die robusteren Nachtfalter nicht so stark ausgeprägt (mittlere Tagestemperaturschwankungen an der ECSF 12,7–19,9 °C; mittlere Monatstemperaturen pro Jahr 14,5–16,7 °C, beide aus den Jahren 1999/2000, P. Emck, pers. Mitt.). Nach den Befunden von Gaston *et al.* (1998) ist es daher nicht erstaunlich, dass für diese nachtaktiven Herbivoren in den Tropen keine altitudinalen Veränderung in der Höhenausdehnung der Arten zu finden war. Beide Familien waren sich dabei in der durchschnittlichen Höhenverbreitung genauso wie in der durchschnittlichen Nischenbreite sehr ähnlich (Kapitel 4.8). Die mittlere Höhenausdehnung ( $\pm$  SD) der 39 häufigsten Pyraloidea-Arten lag bei 953 ( $\pm$  498) m und die der 18 häufigsten Arctiidae-Arten bei 1067 ( $\pm$  393) m. Es findet sich so auch kein Hinweis darauf, dass die häufigen Arten der drei Taxa (Geometridae:  $920 \pm 418$  m, Brehm 2002) sich in ihrem „Spezialisierungsgrad“ unterscheiden würden.

## 5.7 SAISONALITÄT

In den temperaten Breiten zeigen Schmetterlingsgemeinschaften ausgeprägte Saisonalität und deutliche Gipfel in der Diversität, im Artenreichtum und der Abundanz, meistens im Frühsommer (Taylor 1978, Ito *et al.* 1997, Mühlenberg 1999).

Der größte Teil der tropischen Gebiete weltweit ist – wenn überhaupt – durch saisonalen Wandel in den Regenfallmengen charakterisiert. Dieser Wechsel von mehrmonatigen Regenfällen und danach bis zu 3–5 Monaten Trockenheit verursacht eine Saisonalität in der Pflanzenproduktion. Tiere (hier Vertebraten), die dort leben, müssen sich mit alternativen Nahrungsquellen behelfen, um ihr Überleben zu sichern (Eisenberg 1983). Holloway (1989) erklärte, dass für Insekten und im Speziellen Lepidoptera das Auftreten von saisonalen Abundanzspitzen mit dem Zustand der Nahrungspflanzen korreliert sein sollte, so wie beispielsweise einem plötzlichen Überfluss an frischen Blättern oder Blüten,

die ihrerseits mit den Klimaparametern korrelieren. Dennoch gibt es aber auch in nahezu asaisonalen südostasiatischen Wäldern synchrones Blühen bzw. Austreiben, auch ohne enge Klimasteuerung (Appanah 1985, Sakai *et al.* 1999, Wich & Schaik 2000). Die Bedeutung jungen Blattwerks unterstrich auch Coley (1983), der in 70 % der Baumarten, die er untersuchte, einen größeren Fraßschaden durch Herbivore an jungen Blättern feststellte als an alten. Obwohl junge Blätter nährstoffreicher und weniger sklerotisiert waren, enthielten sie zwei- bis dreimal soviel Phenol. Dennoch war das zeitliche Austreiben von jungen Blättern nicht mit der Verteilung von Herbivorenschäden an den Individuen einzelner Arten korreliert.

In vielen Studien (Wolda 1978a, Wolda 1978b, Janzen 1987, Kato *et al.* 1995, Kitching *et al.* 2000, Wagner 2001) wurde gezeigt, dass in tropischen Regionen mit deutlichen saisonalen klimatischen Veränderungen zwischen einer Trocken- und einer Regenzeit klare Unterschiede in der Abundanz von Insekten zu finden sind. Wolda (1980) untersuchte Heuschrecken in Panama in einer Region mit vier- bis sechsmonatiger Trockenzeit. Er fand deutliche Unterschiede zwischen den beiden Perioden im Jahr und konnte dabei feststellen, dass die größten Abundanzen nicht in der trockenen Phase, sondern in der feuchten auftraten (siehe auch Janzen 1987 für Costa Rica).

Je weiter man sich aber den innertropischen Bereichen mit geringen klimatischen Schwankungen nähert, desto geringer sollte dort dann auch die Saisonalität sein. Hebert (1980) konnte in Papua Neuguinea feststellen, dass die meisten Nachtfalterarten das ganze Jahr über fliegen. Er fand in einer Gegend mit geringer klimatischer Variabilität und halbwegs konstanten Regenfällen während des ganzen Untersuchungsjahres auch keine Saisonalität der Nachtfalter. Diese Ergebnisse konnten auch Stork & Brendell (1990) bei Käfern in Sulawesi bestätigen. Während ganzjähriger Fänge von Nachtfaltern mit Fallen in Malaysia und Sulawesi – innertropisch mit geringer klimatischer Variabilität – (Barlow & Woiwod 1989, Barlow & Woiwod 1990) gab es keine Änderung in der Alpha-Diversität der untersuchten Familien. Es zeigten sich aber dennoch große zeitliche Heterogenitäten und Schwankungen in den Abundanzen einzelner Arten, die jedoch keinem gemeinsamen Trend folgten. D. h. einzelne Arten können deutliche jahreszeitliche Abundanzschwankungen zeigen, sind aber trotzdem oft das ganze Jahr nachweisbar (Hebert 1980 und Schulze 1995). Dies wurde auch von Novotný & Basset (1998) an Zikaden in Papua Neuguinea oder Schulze & Fiedler (in press) für Nachtfalter der Familie Pyraloidea in Borneo bestätigt. Orr & Häuser 1996) fanden bei Tagfaltern, ebenfalls in



Borneo, noch geringere Änderung der Diversität von Monat zu Monat, aber einen stetigen Turnover in der Artenzusammensetzung.

Doch gibt es Saisonalität herbivorer Nachtfalter im äquatornahen andinen Bergregenwald Südecuadors? Die Datenaufnahme in dieser Studie konnte nicht kontinuierlich über ein gesamtes Jahr erfolgen. Es stellt sich zusätzlich die Frage, ob mögliche jährliche Schwankungen in der Ausprägung der „Saisonalität“ unsere Stichproben beeinflusst haben. Zweitens wären zur endgültigen Beantwortung der Frage Saisonalität der Nachtfalter langjährige Dauererfassungen sowohl der Tiere als auch des Klimas erforderlich. Dennoch geben auch die Vergleiche der Proben aus zwei Jahren erste interessante Hinweise.

Das Klima im Untersuchungsgebiet zeichnet sich durch geringe Temperaturschwankungen (2,2 K Unterschied zwischen dem wärmsten und kältesten Monat, aus den Jahren 1998–2000 gemittelt) und sehr viel Regen aus, dessen Menge aber über das Jahr schwankt. In den regenreichsten Monaten von Mai bis August kann es zwischen 150–280 mm Niederschlag pro Monat (auf 1950 m ü. NN und aus den Jahren 1998–2000 gemittelt) geben, und zwischen September und November – während des sogenannten „veranillo“ – können die Werte monatlich auf 70–120 mm sinken (P. Emck, pers. Mitt.).

Die Individuenzahlen, Artenzahlen und die Alpha-Diversität waren im Jahr 1999 in der trockenen Zeit (Oktober/November) bei den Pyraloidea und den Arctiidae deutlich größer als in der feuchten Phase (April/Mai). Bezüglich der Artenzusammensetzungen der Faunen fand sich auch ein schwacher Unterschied zwischen den Zeiträumen, d. h. ein Artenturnover war vorhanden, aber er war durch Zufallseffekte verstärkt. Ein spezielles Problem bei den Stichproben stellten dabei die Singletons dar. Mit Arten, die insgesamt nur mit einem Individuum nachgewiesen wurden, kann man keinen Beweis führen, ob sie einen bestimmten Zeitraum bevorzugen. Ohne Singletons kamen aber nur noch 25 % der Pyraloidea und 23 % der Arctiidae in nur einer Phase vor (vorher 60 % der Pyraloidea und 55 % der Arctiidae). So spiegeln sich in den hier gefundenen scheinbaren Saisoneffekten doch eher standortspezifische Dynamiken wider. Diese Schlussfolgerung wird noch gestärkt durch die Tatsache, dass nur sehr wenige der abundanten Arten (> 10 Individuen) überzufällig in einem der beiden Zeiträume vorkamen und die meisten häufigeren Arten über den gesamten Bearbeitungszeitraum hin aktiv waren. Auch wurde ein großer Teil der Arten (43 % der Pyraloidea und 58 % der Arctiidae), die im Jahr 1999 nur im April/Mai gefangen wurden, im Jahr 2000 auch im Oktober/November beobachtet.

J. Homeier (pers. Mitt.) konnte im Stationsgebiet eine „Hauptblütezeit“ der Bäume in der trockenen Zeit feststellen. Der Laubfall erfolgte aber recht kontinuierlich über das ganze

Jahr. Aber es gab auch einzelne Arten, die davon abwichen. Einige Baumarten blühten auch nicht jedes Jahr, oder es warfen beispielsweise 90–95 % aller Bäume der Art *Tabebuia chrysantha* im Juni/Juli ihre Blätter ab, danach blühten sie, und darauf erfolgte erst der erneute Austrieb. Allerdings haben das selbst bei dieser Art nicht alle Individuen so gemacht, einzelne Bäume blühten zu allen möglichen Zeiten im Jahr. Falls spezialisierte Herbivore sich solchen Zyklen anpassen, ließe sich damit erklären, warum es einerseits häufig zu Abundanzspitzen einzelner Arten kommt, aber dieselbe Art in geringer Abundanz trotzdem während des ganzen Jahres zu finden ist. Dieser Zusammenhang zwischen saisonalen Abundanzspitzen von Arten und Wirtspflanzenspezifität konnte beispielsweise von Novotný & Basset (1998) bei herbivoren Zikaden in Papua Neuguinea nachgewiesen werden.

Auch bei den Lianen und Windern im Untersuchungsgebiet (S. Matezki, pers. Mitt.) verhält sich die Gesamtheit eher asaisonal. Ein leichtes Blühmaximum ist, wie bei den Bäumen, im „veranillo“ zu finden, aber die Lianen bilden zwischen November und April mehr junge Blätter nach als im restlichen Jahr. Auf Familien- oder Artniveau gibt es natürlich auch in diesen Taxa verschiedene eigene Anpassungen oder Zyklen. So ist für windverbreitete Pflanzen, wie für viele Asteraceae, festzustellen, dass sowohl die Blühphase als auch die Fruchtphase mit der kurzen Trockenphase synchronisiert ist. Andere windverbreitete Pflanzen, wie die Malpighiaceae, haben schwerere robustere Samen und fruchten noch in der beginnenden feuchten Zeit, wo das Wetter aber auch wieder stürmischer ist. Leider ist wiederum die Kenntnis der Larvalbiologie der untersuchten neotropischen Nachfaltertaxa zu gering, als dass detailliertere Vergleiche mit der Phänologie der Bäume und Kletterpflanzen möglich wären.

Die frugivoren Fledermäuse des Stationsgebietes zeigen im April/Mai und im Oktober/November die geringste Aktivität (Matt 2001). Der beste Fangerfolg wurde bei ihnen im August erzielt. Diese Abundanzmuster weisen aber auf keine Saisonspezialisierung hin, besonders da für sie im Bergwald ein wesentlich größeres Wirtspflanzenspektrum gefunden werden konnte als im Tieflandregenwald. Auch für die Heuschrecken des Stationsgebietes konnte keine Saisonalität festgestellt werden (Braun 2002).

Grundsätzlich scheint die kurze Trockenphase im Jahresverlauf keine ausgeprägte Saisonalität der gesamten Flora und Fauna des Stationsgebietes zu bewirken, sondern es kommt vermutlich zu vielen spezifischen Anpassungen aller Taxa, die dann natürlich einen gewissen Turnover von Arten in ihrem Vorkommen und ihren Abundanzen bewirken, der

in seiner Gesamtheit aber über das Jahr verteilt ist. Dies deckt sich somit auch mit den oben aufgeführten Befunden aus anderen, klimatisch wenig saisonalen, tropischen Regionen. Dadurch, dass es wenig „Saisonalität“ gibt, ist es so zulässig und sinnvoll, Nachtfalterstichproben aus „beliebigen“ Zeiten für Diversitätsvergleiche heranzuziehen. Man kann auch in den Ordinationen (MDS, Kapitel 4.4) erkennen, dass sich die Fundorte, für die nur aus dem Jahr 2000 Daten vorlagen, dennoch ohne „Bruch“ in den Höhengradienten einfügten. Daraus kann man folgern, dass die Voraussetzungen von Nachtfaltern für Fragen des „Monitoring“ sehr gut sind, sofern man auf große Stichproben achtet.

## 5.8 FAZIT UND AUSBLICK

In dieser Studie konnten erstmals die Nachtfalterfamilien Pyraloidea und Arctiidae in einem neotropischen Bergregenwald – und erstmalig überhaupt für die gesamte neotropische Faunenregion – quantitativ erfasst und ihre Diversitätsmuster untersucht werden. Damit ergänzt sie auch die Erkenntnisse, die von Brehm (2002) über die Geometridae aus denselben Aufsammlungen gewonnen worden waren.

Die Zönosen der Pyraloidea und Arctiidae erwiesen sich als hochdivers, und ihre Werte von Fishers Alpha lagen mit unter den höchsten der weltweit bisher beschriebenen. Dies bestätigt auch die von Myers *et al.* (2000) vorgeschlagene Einstufung der Ostanden als „hotspot of biodiversity“. Die beiden Familien unterschieden sich in der Abnahme der Alpha-Diversität. Während die Diversität der Pyraloidea fast exponentiell sank, nahm die der robusteren Arctiidae mit der Höhe nur leicht ab. Beide Taxa hatten mit steigender Höhe einen kontinuierlichen Artenwechsel, und es war eine erstaunliche Übereinstimmung in den Mustern der Beta-Diversität festzustellen. Die einflussreichste Kraft in diesem Ökosystem, die diese Muster formt, scheint die Abnahme der Temperatur mit steigender Meereshöhe zu sein. Auch die Alpha-Diversität wird von ihr beeinflusst, aber hier wurden verschiedene Anpassungen der Familien und besonders einzelner Unterfamilien sichtbar. Auch waren die aufgearbeiteten Datensätze ausreichend groß, um weitere Detailfragen zu klären. So konnte gezeigt werden, dass sich die Nischenbreiten der Nachtfalter entgegen der Theorie des „altitudinalen Rapoport-Effektes“ (Stevens 1992) mit der Höhe nicht vergrößern. Außerdem konnte ausgearbeitet werden, dass keine ausgeprägte Saisonalität der Nachtfalter im andinen Bergwald zu finden ist, sondern ein erratischer Turnover von Arten mit der Zeit, der Abundanzspitzen einzelner Arten zu verschiedensten Zeiten im Jahr

nicht ausschließt. Daher sind die im Bergregenwald Südecuadors zu verschiedenen Jahreszeiten und in unterschiedlichen Jahren genommenen Stichproben auch untereinander vergleichbar.

Immer wieder wird diskutiert, ob einzelne Taxa als Biodiversitätsindikatoren fungieren können, mit denen dann wiederum Rückschlüsse auf das Arteninventar größerer taxonomischer Einheiten möglich sind. Für einige Taxa konnte dies auch gezeigt werden, (Pearson 1994, Oliver & Beattie 1996a, Pearson & Carroll 1998). Schulze & Fiedler (1999) konnten mit der alleinigen Erfassung von Papilionidae-Arten eine gute Abschätzung der Gesamttagfalterfauna einer Region Südostasiens erreichen. Ähnliches gelang Beccaloni & Gaston (1995), die einen annähernd linearen Zusammenhang zwischen dem Artenreichtum der Nymphalidae-Unterfamilie Ithomiinae und der Gesamttagfalterfauna in verschiedensten Habitattypen ganz Südamerikas belegen konnten. Demgegenüber bezweifeln Lawton *et al.* (1998) den Wert solcher Indikatoren, weil die verschiedenen, gern verwendeten Taxa, wie Vögel oder Tagfalter, sehr unterschiedlich beispielsweise auf anthropogene Störungen reagieren und es so auch zu Fehleinschätzungen kommen kann. Sie untersuchten dies anhand einer Vielzahl verschiedenster Taxa entlang eines Störungsgradienten in Afrika. Schulze (2000) folgerte, dass höchstens zu identischen Gilden gehörige Taxa mit ähnlichen Ressourcenanforderungen, wie z. B. herbivore Lepidoptera, auch ähnliche Diversitätsmuster zeigen können. Aber sogar in den in dieser Studie hier verwendeten Taxa sind die Diversitätsmuster der einzelnen Unterfamilien nicht unbedingt mit denen der nächst höheren taxonomischen Ebene vergleichbar, wie besonders bei den Pyraloidea zu sehen war. Auch Ricketts *et al.* (2002) fand, dass phylogenetische Verwandtschaft kein sicheres Kriterium bei der Auswahl von Indikatorengruppen ist, denn er konnte beispielsweise in seiner Studie zeigen, dass man durch die Erfassung der Tagfalterdiversität nicht unbedingt auf die Nachtfalterdiversität rückschließen kann. So bleibt die Indikation der Biodiversität eher fragwürdig, und man sollte sich – wo in der Praxis ein Bioindikation benötigt wird – auf Taxa beschränken, die aufgrund von Großgruppen- oder Gildenzugehörigkeit noch vergleichbar sind, weil die einzelnen Taxa in verschiedenen Regionen offensichtlich sehr verschiedene Diversitätswerte erreichen können und nach Störungen sich die Artengemeinschaften nicht unbedingt vorhersagbar entwickeln (siehe auch Schulze 2000).

Dennoch haben sich die Pyraloidea und Arctiidae im wenig erforschten und hochdiversen Bergregenwald Südecuadors ausgezeichnet als Studienobjekte bewährt, da sich sowohl

gemeinsame Muster (Beta-Diversität) als auch taxonspezifische Unterschiede (Alpha-Diversität) in den Ergebnissen widerspiegeln und auch statistisch auswertbare Stichprobengrößen erreicht werden konnten, um die beobachteten Muster auf die sie formenden Umwelteinflüsse hin zu untersuchen. Allerdings ist die taxonomische Aufarbeitung und der Kenntnisstand an Nahrungspflanzen neotropischer Nachtfalter dieser beiden Familien generell als sehr spärlich anzusehen. Dadurch sind in vielen Bereichen die Auswertungen auf niedrigerem taxonomischen Niveau der Unterfamilien, Gattungen oder Arten oftmals an ihre Grenzen gestoßen. So konnten in der vorliegenden Studie viele neue Erkenntnisse über Diversität und Struktur erarbeitet werden. Darauf aufbauend wäre es nun äußerst wichtig, noch detailliertere taxonomische und larvalbiologische Informationen über die einzelnen Arten zusammenzutragen, um diese Muster besser interpretieren zu können. Mit zunehmender Detailtreue müssten dann auch klimatologische Datensätze vernetzt werden, um das Wirkungsgefüge im tropischen Bergregenwald besser verstehen zu können. In dieser Hinsicht ist die vorliegende Arbeit eher Grundlage und Anstoß für weiterführende Untersuchungen denn eine „abschließende“ Bearbeitung. Doch es wird in Zukunft immer schwieriger werden, diesen durch wachsenden Bevölkerungsdruck bedrohten Lebensraum, sowohl im Podocarpus-Nationalpark, wie auch in der gesamten ostandinen Bergregion, zu erhalten und zu erforschen. Dass dieser Lebensraum hinsichtlich der Nachtfalterfauna einmalig ist, konnte hier zweifelsfrei belegt werden.

## 6. ZUSAMMENFASSUNG

Entlang eines Höhengradienten (1040–2670 m ü. NN) wurde in einem Bergregenwald in Südecuador die Diversität der artenreichen Nachtfalterüberfamilie Pyraloidea und der etwas artenärmeren Familie der Arctiidae erforscht. Das Untersuchungsgebiet (die Reserva Biologica San Francisco) lag am Rande des Podocarpus-Nationalparks an der Ostabdachung der Anden, und die Studie war in eine dort lokalisierte interdisziplinäre Forschergruppe integriert, die die Diversität sowie funktionelle Zusammenhänge in einem Bergregenwald-Ökosystem untersucht. Die Nachtfalterartengemeinschaften wurden während dreier Feldaufenthalte im Frühjahr sowie im Herbst 1999 und Herbst 2000 mittels Lichtfang erfasst. Der Lichtfang wurde mit einem Leuchtturm – ausgestattet mit je einer 15 W Schwarz- bzw. Mischlichtlampe – in 130 Fangnächten betrieben, jeweils für drei Stunden von 18:30 bis 21:30 Uhr, und die Falter wurden manuell abgesammelt. Dies ergab eine Datenbasis von 10.344 Individuen der Pyraloidea verteilt auf 748 Arten und 4.491 Individuen der Arctiidae mit insgesamt 415 Arten. In dieser Dissertation werden diese beiden hochdiversen Herbivorentaxa hinsichtlich folgender Aspekte verglichen: Alpha-Diversität entlang des Höhengradienten, Artenwechsel (Beta-Diversität) mit wachsender Höhe, Einfluss abiotischer und biotischer Umweltparameter, die die Ausprägung der Diversitätsmuster erklären können, Änderung der vertikalen Verbreitungsbereiche der Nachtfalter und damit Prüfung von Rapoport's Regel und jahreszeitliche Dynamik der Artengemeinschaften.

Die Lebensgemeinschaften der beiden ökologisch sehr unterschiedlichen Nachtfaltertaxa weisen sehr ähnliche, steile Rang-Abundanzverteilungen auf und zeichnen sich beide durch wenige sehr häufige und viele sehr individuenarme Arten aus (Anteil der Singletons und Doubletons bei den Pyraloidea 46 % und bei den Arctiidae 44 %). Die beiden Nachtfaltertaxa wurden nach einem Extrapolationsschätzer (Chao1) zu 72 % (Pyraloidea) bzw. 74 % (Arctiidae) erfasst. Auch im Individuenanteil der dominantesten Arten zeigen beide Taxa ein einheitliches Bild: im Mittel stellte die häufigste Art beider Zönosen jeweils ca. ein Sechstel aller beobachteten Individuen.

### **Alpha-Diversität der Modellorganismen**

Zur Quantifizierung der Alpha-Diversität (Habitat-Diversität) der beiden Nachtfaltertaxa kamen, neben der reinen Artenzahl, Fishers Alpha, die „rarifizierte“ Artenzahl und Extrapolationsverfahren zum Einsatz. Alle vier Maße ergaben nur gering voneinander

abweichende Ergebnisse und zeigten deutlich, dass sich die beiden Taxa in der Veränderung ihrer Diversität mit der Höhe unterschieden. Die Diversität der Pyraloidea nahm mit der Höhe nahezu exponentiell ab. Ab ca. 2000–2200 m ü. NN blieb sie dann auf etwa gleichem Niveau. Die Diversität der Arctiidae veränderte sich im Höhenverlauf nur schwach und sank annähernd linear. Die Werte von Fishers Alpha schwankten bei den Pyraloidea zwischen 20–129, bei den Arctiidae von 21–59. Auf niedrigerem taxonomischen Niveau zeigte die individuen- und artenreichste Unterfamilie der Pyraloidea, die Pyraustinae, die als einzige artenreich genug für statistische Berechnungen war, ebenso eine Abnahme der Diversität mit der Höhe. Bei den Arctiidae wurde das Bild auf niedrigerer taxonomischer Ebene deutlich uneinheitlicher. Die Lithosiinae waren die einzige Unterfamilie, die überhaupt einen signifikanten (negativen) Diversitätstrend mit der Höhe zeigte, während weder für die Arctiinae, mit und ohne der Tribus Ctenuchini, noch für die Ctenuchini alleine ein signifikanter Zusammenhang belegt werden konnte. Diese Befunde widersprechen weitgehend der vielfach vertretenen Hypothese, dass die Diversität von Artengemeinschaften entlang eines Höhengradienten einer Optimumkurve folgen sollte, die zu einem sog. „mid elevation peak“ führt. Weder für die Pyraloidea noch für die Arctiidae konnte auf dem Gebiet der Reserva Biologica San Francisco ein Hinweis dafür gefunden werden. Darüber hinaus erwiesen sich die altitudinalen Diversitätsmuster bei den Nachtfaltern als ausgeprägt taxonspezifisch.

### **Artenturnover**

Bei der Untersuchung der Beta-Diversität (Ähnlichkeit zwischen den Gemeinschaften im Höhengradienten) im Stationsgebiet konnten zwei erstaunliche Befunde gemacht werden. Zum einen wurde ein kontinuierlicher, gradueller Artenwechsel entlang der Höhe beobachtet. Es konnten keine distinkten Zonen, wie sie aus der Vegetationsanalyse des Untersuchungsgebietes bekannt sind und damit auch für die herbivoren Insekten zu erwarten waren, klassifiziert werden. Dies wurde mit Hilfe des NESS-Index (der sich besonders für die Analyse unvollständig erfasster Zönosen mit vielen seltenen Arten eignet) und der nichtlinearen Multidimensionalen Skalierung als Ordinationsmethode quantifiziert. Entlang der ersten Ordinationsachse ordnen sich die Nachfaltergemeinschaften nahezu perfekt gemäß der Höhenlage ihrer Habitate an. Die charakteristische Bogenform (Dimension 2), die in der Ordination entstand, ist als Folge eines gleichmäßigen Artenwechsels entlang eines eindimensionalen Umweltgradienten (= Coenokline) zu interpretieren und hat demnach keine ökologische Bedeutung. Zum

anderen zeigte sich zwischen den beiden Nachtfalterfamilien eine außergewöhnliche Übereinstimmung im altitudinalen Artenwechsel, obwohl sich Arctiidae und Pyraloidea sowohl in ihren Alpha-Diversitäts-Mustern wie auch in den ökologischen Ansprüchen der zugehörigen Arten deutlich unterscheiden. Diese weitgehende Parallelität des Artenwechsels konnte auch in Matrixkorrelationstests auf verschiedenen systematischen Ebenen (Familien, Unterfamilien, Triben) wie auch im Vergleich mit einer weiteren hochdiversen Nachtfalterfamilie (Geometridae) bestätigt werden (alle  $r \geq 0,62$ ,  $p < 0,01$ ). Dies legte die erste Vermutung nahe, dass dem altitudinalen Artenwechsel bei Nachtfaltern ein von der Vegetation unabhängiger, übergeordneter und für alle Taxa gleichermaßen steuernder Faktor zugrunde liegt.

### **Umweltparameter**

Um zu klären, welche Kräfte die unähnlichen Muster in der Alpha-Diversität einerseits und die verblüffend ähnlichen Muster der Nachtfalterfamilien im altitudinalen Artenwechsel andererseits bewirkten, wurden sowohl abiotische wie biotische Parameter in multiplen Regressionsmodellen auf ihren Erklärungswert getestet. Dabei wurden eigene Messungen der Temperatur und des Kronenschlusses und Daten über die Waldstruktur aus einer im selben Gebiet angefertigten Studie verwendet. Daten über die Diversität von Bäumen, Windern und Lianen waren nur für wenige Standorte verfügbar und konnten daher nur in einfachen bzw. Matrixkorrelationen mit den Erhebungen der Nachtfalter in Beziehung gesetzt werden. Die Temperatur war nach dem multiplen Regressionsmodell der einzige signifikante Parameter, der die Änderung der Diversität der Herbivoren mit der Höhe beeinflusste. Dabei war der Zusammenhang der Alpha-Diversität der kleinen, eher grazil gebauten zünslerartigen Nachtfalter mit der Temperaturveränderung deutlich enger ( $r = 0,90$ ,  $p < 0,0001$ ) als im Falle, der robusten und thermisch besser isolierten Bärenspinner ( $r = 0,64$ ,  $p < 0,005$ ). Im Vergleich des altitudinalen Artenwechsels mit der Temperaturveränderung waren die Korrelationen für beide Nachtfaltergruppen hochsignifikant und sehr stark (Pyraloidea:  $r = 0,95$ ,  $p < 0,0001$ ; Arctiidae:  $r = 0,97$ ,  $p < 0,0001$ ). In den Mustern der Beta-Diversität von Bäumen, Windern und Lianen fanden sich signifikante Übereinstimmungen mit den Matrizen beider Nachtfalterfamilien. Demnach änderte sich auch die Zusammensetzung der Artengemeinschaften der Bäume, sowie die der Lianen und Winder, in ähnlicher Weise mit der Höhe wie die Faunenstruktur herbivorer Insekten. Als wesentliches Desiderat für künftige Forschungen an herbivoren Insekten im tropischen Bergregenwald erwies sich, mehr über die Larvalansprüche



neotropischer Nachtfalter herauszufinden. Sehr ausführliche Recherchen ergaben eine für statistische Auswertungen noch viel zu fragmentarische Datengrundlage.

### **Altitudinale Nischenbreite**

Für die Untersuchung der Frage, ob es eine Zunahme der Höhengausdehnung der Verbreitung von Arten (= altitudinale Nischenbreite) mit der Höhe gab, wurden alle Arten ausgewählt, die mit mehr als 50 Individuen nachgewiesen worden waren. Damit sollten Sammelartefakte vermieden werden. Die Auswertungen – quantifiziert mit Hilfe der standardisierten Nischenbreite nach Levins ( $B_A$ ) – ergaben, dass für keines der beiden Nachfaltertaxa eine Änderung der durchschnittlichen Höhenverbreitung mit zunehmender Meereshöhe zu finden ist. Die mittlere Höhengausdehnung ( $\pm$  SD) der 39 häufigsten Pyraloidea-Arten lag bei 953 ( $\pm$  498) m und die der 18 häufigsten Arctiidae-Arten bei 1067 ( $\pm$  393) m. Damit widersprachen auch die Ergebnisse dieser Arbeit der – inzwischen häufiger kritisierten – sog. „altitudinalen Rapoport-Regel“. Diese besagt sinngemäß, dass die Arealausdehnungen von Arten zunehmen sollten, je klimatisch extremer die Umweltbedingungen werden. Dies konnte für die beiden neotropischen Modelltaxa in Südecuador nicht bestätigt werden.

### **Saisonalität**

Die Datenaufnahme in dieser Studie erfolgte nicht gleichmäßig über das ganze Jahr, sodass die Auswertungen auf zeitlich voneinander getrennten Stichprobennahmen beruhen. Um zu überprüfen, ob die zeitliche Dynamik der Nachfalterzönosen so groß ist, dass sich Stichproben aus verschiedenen „Jahreszeiten“ überzufällig unterscheiden, wurden Teildatensätze aus den klimatisch extremsten Phasen im Jahr 1999 – April/Mai war sehr feucht und Oktober/November sehr trocken – aus dem Kerngebiet der Reserva Biológica San Francisco zwischen 1800 m ü. NN und 2387 m ü. NN verglichen. Die nachgewiesenen Individuenzahlen und Artenzahlen waren in der trockenen Zeit bei den Pyraloidea und den Arctiidae wesentlich größer als in der feuchten Phase. Die Unterschiede hinsichtlich der Alpha-Diversität waren weniger ausgeprägt, aber signifikant. Auch in einer Ordination (MDS) der Artenzusammensetzungen der Faunen fand sich ein schwacher aber wiederum signifikanter Unterschied zwischen den Zeiträumen, d. h. ein Artenturnover war vorhanden. Nach Ausschluss nur in Einzelstücken nachgewiesenen Arten, die ja per se nur in einer der beiden Jahreszeiten beobachtet sein konnten, schrumpfte der Anteil der „saisonalen“ Arten bei den Pyraloidea auf nur noch 25,3 % und bei den Arctiidae auf

23,3 %. Außerdem konnten beinahe die Hälfte der Pyraloidea und Arctiidae, die im Jahr 1999 ausschließlich im April/Mai gefangen worden waren, im Jahr 2000 auch im Oktober/November gefangen werden. Zudem wurde für kaum einen Vertreter der abundanteren Arten ( $> 10$  Individuen) eine überzufällige Präferenz im Auftreten in einer der beiden Klimaperioden festgestellt. Daraus kann man schließen, dass die kurze Trockenphase im Jahresverlauf keine ausgeprägte Saisonalität der Nachtfalter des Untersuchungsgebietes bewirkt hat und so die Voraussetzung für die Nutzung von Nachtfalterstichproben aus beliebigen Zeiten für Diversitätsvergleiche wenigstens näherungsweise gegeben war.

## 7. SUMMARY

The diversity of the species rich moth family Pyraloidea and the somewhat species poor family Arctiidae was investigated along an altitudinal gradient (1040-2670 m above sea level) in a montane rainforest in southern Ecuador. The study area (Reserva Biología San Francisco) was situated at the border of the Podocarpus National Park on the eastern ridge of the Andes. The investigation was integrated into the work of a local inter-disciplinary research group, which was studying the diversity as well as functional relationships in a montane rainforest ecosystem. The moth ensembles were collected during 3 field trips in Spring and Autumn 1999 and in Autumn 2000 using light-traps. The light sampling was carried out on 130 nights, for three hours at a time (from 6:30pm to 9:30pm) using a “light tower” equipped with a black and a mixed light bulb (2 x 15W), and the moths were collected together manually. The result was a database with data from 10,344 individuals from the superfamily Pyraloidea, distributed between 748 species, and 4,491 individuals from the family Arctiidae with 415 species in total. In this dissertation the following aspects of these two highly diverse herbivore taxa are compared: alpha diversity along the altitudinal gradient, species change (beta diversity) with increasing altitude, the influence of abiotic and biotic environmental parameters which might explain the representation of the patterns of diversity, changes in the vertical range of the moths, and thereby examining Rapoport’s rule and seasonal dynamics of the species ensembles.

The two ecologically very different moth species exhibit very similar, steep rank-abundance distributions and are both characterised by a few very common and many very individual poor species (the proportion of “singletons” and “doubletons” was 46% in the Pyraloidea superfamily and 44% in the Arctiidae family). The two moth taxa were described to 72% (Pyraloidea) and to 74% (Arctiidae) by an extrapolation estimator (Chao1). Both taxa also showed a uniform picture with regards to the proportion of individuals belonging to the most dominant species: on average the most common species in each family represented about one sixth of all recorded individuals.

### **Alpha-diversity of the model organisms**

In order to quantify the alpha-diversity (habitat diversity) of the two moth taxa, Fisher’s alpha, the rarefied species number and an extrapolation procedure together with the species number were used. All four measurements produced only slightly different results, and clearly showed that the changes in diversity along the altitudinal gradient differ between

the two taxa. The diversity of the Pyraloidea decreased exponentially with increasing altitude. From about 2,000-2,200 m above sea level the diversity remained approximately constant. The diversity of the Arctidiidae changed only slightly with the change in altitude, decreasing almost linearly. The values of Fisher's alpha varied from 20 to 129 for the Pyraloidea, and from 21 to 59 in the case of the Arctiidae. At lower taxonomic level, the most individual and species-rich subfamily of the Pyraloidea, the Pyraustinae (which was the only subfamily that was species-rich enough for statistical calculations to be carried out), also showed a decrease in diversity with increasing altitude. In the case of the Arctiinae the picture at lower taxonomic levels became more patchy. The Lithosiinae were the only subfamily which showed a significant (negative) trend in diversity along the altitudinal gradient at all, whilst no significant relationship could be found for the Arctiinae, either with or without the tribe Ctenuchini, nor for the Ctenuchini alone. To a large extent these findings contradict the often represented hypothesis that the diversity of species ensembles along an altitudinal gradient should follow an optimum curve, leading to a so-called "mid-elevation peak". Evidence supporting this was found neither in the Pyraloidea nor the Arctiidae in the area of the Reserva Biologica San Francisco. Furthermore, the altitudinal diversity patterns of the moths proved to be distinctively taxon specific.

### **Species Turnover**

During the investigation of the beta-diversity (comparison of the ensembles along the altitudinal gradient) two amazing findings were made. On the one hand a continual, gradual species change was seen along the altitudinal gradient. Contrary to expectation no distinct zones, as seen in analyses of the vegetation of the study area, and therefore expected for the herbivorous insects, could be determined. This was quantified using the NESS-Index (which is particularly suitable for the analysis of incompletely sampled populations with many rare species) and the non-linear multi-dimensional scaling ordination method. The moth ensembles arrange themselves almost perfectly according to the altitudinal level of their habitats along the first ordination axis. The characteristic bow-form (dimension 2), which occurred in the ordination, can be interpreted as a uniform species change along a one dimensional environmental gradient (=coenocline) and is therefore of no ecological importance. On the other hand, the species change along the altitudinal gradient in the two moth families was unusually consistent, although the Arctiidae and the Pyraloidea significantly differ in their alpha-diversity patterns as well as

in the ecological requirements of the species belonging to these families. This far reaching parallelism of the species change could also be confirmed using matrix correlation tests ( $r \geq 0.62$ ,  $p < 0.01$ ) at different systematic levels (families, subfamilies, and tribes), as well as in comparison with a further very diverse moth family (Geometridae). This is close to the first assumption that the altitudinal species change in the case of moths is based on a vegetation independent, superordinate factor which acts equally on all taxa.

### **Environmental Parameters**

In order to determine which forces caused on the one hand the dissimilar pattern in the alpha-diversity, and on the other hand the astoundingly similar pattern in the altitudinal species-change of the moth families, the explanatory value of abiotic as well as biotic parameters were tested in multiple regression models. Own records of the temperature and canopy closure and data detailing the forest structure from another study which was carried out in the same area were used. Data covering the diversity of trees and lianas were only available for a few study sites and could therefore only be used in conjunction with the results of the moths in simple or matrix correlations. In the multiple regression model temperature was the only significant parameter which influenced the change in the diversity of the herbivores along the altitudinal gradient. Thereby the relationship between temperature and the alpha-diversity of the small, rather filigree pyralid moths was significantly closer ( $r = 0.90$ ,  $p < 0.0001$ ) than in the case of the robust and thermally better isolated arctiids ( $r = 0.64$ ,  $p < 0.005$ ). In the comparison between the altitudinal species change and temperature change the correlations were highly significant and very strong for both moth families (Pyraloidea:  $r = 0.95$ ,  $p < 0.0001$ ; Arctiidae:  $r = 0.97$ ,  $p < 0.0001$ ). With regards to the pattern of beta-diversity of trees and lianas, significant congruities with the matrices of the two moth families occurred. Therefore the composition of the biological communities of the trees, as well as of the lianas changed with altitude in a similar way to the fauna structure of the herbivorous insects. Finding out more about the larval requirements of neotropical moths will be highly desirable for future research on herbivorous insects in tropical montane rainforests. Very detailed searches still resulted in a much too fragmentary data basis for statistical evaluation.

### **Altitudinal Niche Size**

In order to address the question of whether there was an increase in the altitudinal range size of species (=altitudinal niche size) with increasing altitude, all species which were

represented by more than 50 individuals were selected. This was done to avoid misrepresentation due to artefacts. The analyses, which were quantified using the standardised niche breadth following Levins ( $B_A$ ), showed that there was no change in the average altitudinal distribution with increasing height above sea level for either of the moth taxa. The average altitudinal range ( $\pm$  SD) of the 39 most common Pyraloidea species was 953 ( $\pm$  498) m and of the 18 most common Arctiidae species was 1067 ( $\pm$  393) m above sea level. Therefore the results of this dissertation contradict the recently often criticised “Rapoport’s altitudinal rule”. This rule states that the spatial distribution of species should increase as environmental conditions become increasingly extreme. This could not be confirmed for the two neotropical model taxa in southern Ecuador.

### **Seasonality**

Since the data obtained in this study was not collected throughout the whole year, the evaluations are based on samples which were temporally separated from one another. In order to check that the temporal dynamics of the moths are not so great that samples from different “seasons” are significantly different, some of the data from the most climatically extreme periods in 1999 (April/May was very wet, and October/November were very dry) in the central area of the Reserva Biológica San Francisco between 1,800 and 2,387 m above sea level were compared. The individual numbers and species numbers of the Pyraloidea and the Arctiidae were substantially greater during the dry period than in the wet period. The differences with regards to the alpha-diversity were less obvious, but still significant. Also in an ordination (MDS) of the species compositions of the faunas a weak although again significant difference was found between the periods, i.e. a species turnover occurred. After the exclusion of species for which only single examples were found, that is which were only observed in one of the two seasons, the proportion of the “seasonal” species decreased by the Pyraloidea to only 25.3 % and by the Arctiidae to 23.3 %. Furthermore almost half of the Pyraloidea and Arctiidae which had been collected in April/May in 1999 were also found in October/November 2000. Moreover, more than just a coincidental preference in the occurrence of the more abundant species (>10 individuals) was not determined in either of the two climatic periods. Therefore one can assume that the dry period in the course of the year did not cause a pronounced seasonal effect on the moths in the investigated area, and thus the prerequisite required for using moth samples from arbitrary seasons for the purpose of diversity comparisons were at least approximately fulfilled.

## 8. RESUMEN

En un bosque montañoso en el sur de Ecuador a lo largo de un gradiente altitudinal (1040-2670m sobre el nivel del mar) fué investigada la diversidad de mariposas nocturnas pertenecientes a la familia de los Pyraloidea que es muy rica en especies y de los menos ricos en especies, los Arctiidae. La región de investigación (La Reserva Biológica San Francisco) está ubicada a orillas del parque nacional Podocarpus y el estudio estaba integrado por un grupo interdisciplinario de investigadores localizados ahí mismo, el cual investigó la diversidad y las relaciones funcionales en un ecosistema de bosque montañoso. Las comunidades de mariposas nocturnas han sido registradas durante tres oportunidades: en la primavera y el otoño 1999 y el otoño del 2000 por medio de captura de luz. La captura fué practicada con trampas de luz- equipadas a la vez con un foco de luz negra y uno de luz mezclada- en 130 noches de captura, respectivamente por tres horas desde 18:30 hasta 21:30. Las mariposas fueron recogidas a mano. Así resultaron los datos básicos en forma de 10.334 individuos de los Pyraloidea repartidos en 748 especies, y en 4.491 individuos de los Arctiidae con 415 especies en total. En esta disertación se comparan esas dos altamente diversas especies de herbívoros según los siguientes aspectos: Diversidad Alfa a lo largo de un gradiente altitudinal, cambio de especies (Diversidad Beta) con aumento de altura, influencia de factores ambientales bióticos y abióticos los cuales explican la forma de los modelos de diversidad, el cambio de extensión vertical de mariposas nocturnas y con ello se explica finalmente la regla de Rapport y la dinámica de las diferentes estaciones anuales de las comunidades de especies.

Las dos especies de mariposas nocturnas ecológicamente muy diferentes, muestran muy similares y empinadas distribuciones de frecuencia de los especies y se distinguen por pocas especies muy frecuentes y muchas especies representadas pobremente (La parte de los singletons y los doubletons en los Pyraloidea son 46%, en los Arctiidae 44%). Las dos familias de mariposas nocturnas fueron registradas a través de un evaluador extrapolacional (Chao1) a 72% (Pyraloidea) respectivamente 74% (Arctiidae). También en la parte de los individuos pertenecientes a las especies más dominantes, ambas familias muestran una imagen uniforme: en el promedio la especie más frecuente de las dos familias tenía aproximadamente la sexta parte de los individuos examinados.

### **Diversidad alpha de los organismos modelo**

Para definir la cuantificación de la diversidad alfa de las dos familias de mariposas nocturnas fueron usados aparte de la cantidad de especies, Fishers Alpha, la cantidad de especies "rarificada" y métodos de extrapolación. Los cuatro métodos han demostrado resultados con mínimas diferencias y se ve evidentemente que las dos familias se diferencian en el cambio de diversidad dependiente de la altura. La diversidad de los Pyraloidea disminuyó casi exponencialmente con el aumento de la altura. A partir de aproximadamente 2000-2200m s.n.m. se mantuvo mas o menos en el mismo nivel. La diversidad de los Arctiidae cambió con el aumento de altura solo un poco y se redujo en forma aproximadamente lineal. Los resultados de Fishers Alpha oscilan en los Pyraloidea entre 20-129, en los Arctiidae de 21-59. La observación a bajo nivel taxonómico mostró que la subfamilia mas rica en individuos y especies de los Pyraloidea- los Pyraustinae (la única especie suficientemente representada para cálculos estadísticos)- igualmente mostraba una reducción de especies al aumentarse la altura. En los Arctiidae la imagen medida a bajo nivel taxonómico mostraba una marcada desigualdad. Los Lithosiinae fueron la única subfamilia la cual mostró una tendencia de diversidad (negativa) significativa con aumento de altura, mientras que ni para los Arctiinae, con y sin la tribus Ctenuchini, ni para los Ctenuchini solos, fue comprobada una relación significativa. Estos resultados contradicen mayormente la hipótesis generalizada, que la diversidad de comunidades de especies a lo largo de un gradiente altitudinal tendria que obedecer a una curva óptima que llevaria a un asi llamado "mid elevation peak". Pero ni para los Pyraloidea ni para los Arctiidae se ha podido encontrar una indicación para este hecho en la Reserva Biológica San Francisco. A más de ésto se ha probado que los modelos de diversidad altitudinales en las mariposas nocturnas son marcadamente específicos y dependientes de la especie.

### **Turnover de las especies**

Durante el analysis de la diversidad Beta en la región de investigación (similitud entre las comunidades en un gradiente altitudinal) se pudieron hacer dos diagnósticos sorprendientes. Por un lado se pudo observar un cambio de especie gradual y continuo a lo largo de la altura. No se pudieron clasificar zonas distintas como son conocidas del análisis de vegetación en la región de investigación y cuyos resultados eran de esperar por lo tanto tambien para los insectos herbívoros. Esto fue clasificado con ayuda del índice NESS (que se presta especialmente para análisis de grupos registrados incompletos y con muchas



especies raras) y quantificado con la escalación no lineal y multidimensional empleada como método de ordenación. A lo largo del primer eje de ordenación las comunidades de mariposas nocturnas se ordenan casi perfectamente según la altitud de su habitat. La forma característica del arco (dimensión 2) que se creó en la ordenación se debe interpretar como consecuencia de un cambio de especie regular a lo largo de un gradiente ambiental de una dimensión (=Coenokline) y por lo tanto no tiene significancia ecológica. Por otro lado se pudo observar entre las dos familias una extraordinaria conformidad en el cambio de especie altitudinal, a pesar de que Arctiidae y Pyraloidae se diferencian marcadamente tanto en sus modelos de diversidad Alfa como también en su derecho ecológico de las especies correspondientes. Esta extrema paralelidad en el cambio de especies se ha podido confirmar tambien en la prueba de correlacion matriz sobre diferentes niveles sistemáticos (familias, subfamilias, tribus) asi como también en comparación con otra familia de mariposas nocturnas (Geometridae) (todos  $r \geq 0,62$ ,  $p < 0,01$ ). Con ésto nació la primera suposición de que debe haber un factor dominante básico para el cambio altitudinal de especies en mariposas nocturnas, el cual es independiente de la vegetación y dirigente para todas las familias en la misma forma.

### **Parametros ambientales**

Para explicar qué fuerzas causan los modelos no similares en la diversidad Alfa por un lado y los modelos extremadamente similares de las familias de mariposas nocturnas en el cambio altitudinal de especies por otro lado, se han analizado tanto parámetros abióticos como bióticos en múltiples modelos de regreción en busca de su valor esplicito. Para conseguir eso se utilizaron propias medidas de temperaturas e infiltración de luz en la corona de los árboles y datos de un estudio ya concluido anteriormente en la misma región basándose en datos de estructura de bosque. Los demás datos sobre la diversidad de arboles, lianas y enredaderas no estaban a disposición de sitios suficientes. Por eso se han calculado con este datos solamente correlaciones matrices con las unicas matrices de diversidad Beta de las mariposas nocturnas. La temperatura fue el único parámetro significativo que influenció el cambio de diversidad de los herbivoros en la altura. Aqui se pudo observar que el cambio de temperatura resultaba mas significativa diferencias de la diversidad Alpha con mariposas pequeñas de los Pyraloidea ( $r = 0,90$ ,  $p < 0,0001$ ) que con las más robustas y térmicamente mejor aisladas Arctiidae ( $r = 0,64$ ,  $p < 0,005$ ). En comparación del cambio de especies altitudinal con relación al cambio de temperatura las correlaciones para los dos grupos de mariposas nocturnas fueron muy fuertes y muy

significantes (Pyraloidea:  $r = 0,95$ ,  $p < 0,0001$ ; Arctiidae:  $r = 0,97$ ,  $p < 0,0001$ ). En las muestras de diversidad Beta de árboles, lianas y enredaderas se ha encontrado una significativa conformidad con las matrices de ambas familias de mariposas. Con respecto a esto hubo un cambio en la composición de las comunidades de especies en los árboles, así como también de las lianas y enredaderas, de manera similar con la altura de la estructura de la fauna de los insectos herbívoros. El resultado de este análisis ha demostrado que para futuras investigaciones en insectos herbívoros en los bosques tropicales montañosos habría que estudiarse más las mariposas nocturnas en estado larval. Existen otros estudios pero las investigaciones que existen sobre este tema no alcanzan para hacer cálculos estadísticos.

### **El ancho altitudinal de los nichos**

Para investigar la pregunta si con el aumento de la altura también aumentan las distribuciones de las especies (ver título) se han elegido todas las especies, de las cuales se ha podido captar más de 50 individuos. Los resultados, calculados según Levins ( $B_A$ ), fueron los siguientes: que para ninguna de las dos familias de mariposas se pudo demostrar un cambio de una multiplicación término media al aumentarse el nivel del mar. La dilatación de altura promedio ( $\pm SD$ ) de las 39 especies de Pyraloidea se encontraba en 953 ( $\pm 498$ )m y las de las 18 más frecuentes de los arctiidae se encontraba en 1067 ( $\pm 393$ )m. Este resultado contradice la así llamada regla altitudinal de Rapoport (últimamente ya criticada frecuentemente). Esta regla nos explica que la extensión areal de especies debería aumentar, cuanto más extrema se vuelven las condiciones ambientales. Sin embargo esta tesis no pudo ser confirmada para ambas familias modelo neotropicales en el sur del Ecuador.

### **Los resultados según las estaciones del año**

La recopilación de datos en este estudio no se ha realizado uniformemente durante todo el año, de manera que los resultados se basan en pruebas al azar tomadas en diferentes períodos temporales. Para examinar si la dinámica temporal de las familias de mariposas nocturnas resulta tan grande que las pruebas al azar tomadas en diferentes "estaciones" se diferencian por más que casualidad, se han comparado datos parciales de las fases climáticas más extremas del año 1999- abril/mayo fue muy húmedo y octubre/noviembre fue muy seco- en la Reserva Biológica San Francisco entre 1800 m s.n.m. y 2387m. Las cantidades comprobadas de especies e individuos fueron más altas en la época seca en los Pyraloidea y en los Arctiidae que en la etapa húmeda. Las diferencias en vista de la

diversidad Alfa fueron menos marcantes pero significativas. También en una ordenación (con la escalación no lineal y multidimensional) del conjunto de especies de la fauna se ha encontrado una leve pero sin embargo significativa diferencia entre los periodos de tiempo, es decir existía un "Turnover de especies". La exclusión de especies únicas examinadas que solamente se han podido observar en una de las dos épocas del año disminuyó la parte de las especies "estacionales" en los Pyraloidea a solo 25,3 % y en los Arctiidae a 23,3 %. Además han podido ser capturados casi la mitad de los Pyraloidea y los Arctiidae que en el año 1999 solo se capturaron en abril y mayo, en el año 2000 se han podido capturar también en octubre y noviembre. A más de eso para casi ningún representante de las especies más abundantes (>10 individuos) ha podido ser comprobada una casual existencia en ambos periodos de clima. De esto se puede concluir que el corto periodo de sequía durante el año no ha influenciado marcadamente los resultados según las estaciones del año en las mariposas en la región de investigación. De manera que la condición para utilizar pruebas al azar de las mariposas de diferentes épocas para las comparaciones de diversidad estaba dada por lo menos alimentariamente.

## 9. LITERATUR

- Achtziger, R., Nigmann, U. & Zwölfer, H. (1992). Rarefaction-Methoden und ihre Einsatzmöglichkeiten bei der zooökologischen Zustandsanalyse und Bewertung von Biotopen. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* **1**, 89-105.
- Alayo, D. P. & Arteaga, E. V. (1974). Notas sobre Lepidópteros de Cuba I. *Poeyana* **139**, 1-11.
- Amsel, H. G. (1954a). Microlepidoptera Venezolana I. *Boletín de Entomología Venezolana* **10**, 1-336.
- Amsel, H. G. (1954b). Microlepidoptera Venezolana II. *Boletín de Entomología Venezolana* **10**, 112.
- Appanah, S. (1985). General flowering in the climax rain forest of South-east Asia. *Journal of Tropical Ecology* **1**, 225-240.
- Baker, R. R. & Sadovy, Y. (1978). The distance and nature of the light-trap response of moths. *Nature* **276**, 818-821.
- Barlow, H. S. & Woiwod, I. P. (1989). Moth diversity of a tropical forest in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* **5**, 37-50.
- Barlow, H. S. & Woiwod, I. P. (1990). Seasonality and diversity of Macrolepidoptera in two lowland sites in the Dumoga-Bone National Park, Sulawesi Utara. In *Insects in the rain forest of South East Asia (Wallacea)* (ed. W. J. Knight & J. D. Holloway), pp. 167-172. London: The Royal Entomological Society of London.
- Barthlott, W., Lauer, W. & Placke, A. (1996). Global distribution of species diversity in vascular plants: Towards a world map of phytodiversity. *Erdkunde* **50**, 317-327.
- Basset, Y. (1992). Host specificity of arboreal and free-living insect herbivores in rain forests. *Biological Journal of the Linnean Society* **47**, 115-133.
- Basset, Y. (2001). Invertebrates in the canopy of tropical rain forests – how much do we know? *Plant Ecology* **153**, 87-107.
- Beccaloni, G. W. & Gaston, K. J. (1995). Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. *Biological Conservation* **71**, 77-86.
- Beck, E. & Müller-Hohenstein, K. (2001). Analysis of undisturbed and disturbed tropical mountain forest ecosystems in Southern Ecuador. *Die Erde* **132**, 1-8.
- Beck, J. (1998). Zur Diversität von Spannern (Lepidoptera: Geometridae) in verschieden gestörten Habitattypen auf Borneo. Diplomarbeit. Universität Würzburg.

- Beck, J., Schulze, C. H., Linsenmair, K. E. & Fiedler, K. (2002). From forest to farmland: diversity of geometrid moths along two habitat gradients on Borneo. *Journal of Tropical Ecology* **18**, 33-51.
- Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. (1991). *Ökologie: Individuen, Populationen und Lebensgemeinschaften*. Basel: Birkhäuser.
- Bowden, J. (1982). An analysis of factors affecting catches of insects in light traps. *Bulletin of Entomological Research* **72**, 535-556.
- Braun, H. (2002). Die Laubheuschrecken (Orthoptera, Tettigoniidae) eines Bergregenwaldes in Süd-Ecuador. Dissertation. Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg.
- Brehm, G. (2002). Diversity of geometrid moths in a montane rainforest in Ecuador. Dissertation. Universität Bayreuth.
- Brehm, G. (in press). Hostplant records and illustrations of the larvae of 19 geometrid moths from a montane rainforest in Ecuador. *Nachrichten des Entomologischen Vereins Apollo*.
- Brehm, G., Süßenbach, D. & Fiedler, K. (in press). Unique elevation patterns of geometrid moths in an Andean montane rainforest. *Ecography* **26**.
- Brown, K. S. (1989). Conservation of Neotropical environments: insects as indicators. *The conservation of insects and their habitats – 15th Symposium of the Royal Entomological Society London* (ed. N. M. Collins & J. A. Thomas). London: Academic Press.
- Brühl, C. A., Mohamed, M. & Linsenmair, K. E. (1999). Altitudinal distribution of leaf litter ants along a transect in primary forests on Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* **15**, 265-277.
- Bruijnzeel, L. A. & Veneklaas, E. J. (1998). Climatic conditions and tropical montane forest productivity: the fog has not lifted yet. *Ecology* **79**, 3-9.
- Buckingham, G. R. & Bennett, C. A. (1989). Laboratory host range of *Parapoynx diminutalis* (Lepidoptera: Pyralidae), an Asian aquatic moth adventive in Florida and Panama on *Hydrilla verticillata* (Hydrocharitaceae). *Environmental Entomology* **18**, 526-530.
- Bussmann, R. (2001a). Epiphyte diversity in a tropical andean forest – Reserva Biológica San Francisco, Zamora-Chinchipe, Ecuador. *Ecotropica* **7**, 43-59.
- Bussmann, R. (2001b). The montane forest of Reserva Biologica San Francisco (Zamora-Chinchipe, Ecuador). *Die Erde* **132**, 9-25.

- Butler, L. & Kondo, V. (1991). Macrolepidopterous moths collected by blacklight trap at Cooper's Rock Colorado State Forest, West Virginia: a baseline study. *West Virginia Agricultural and Forestry Experiment Station Bulletin* **705**, 1-25.
- Butler, L., Kondo, V., Barrows, E. M. & Townsend, E. C. (1999). Effects of weather conditions and trap types on sampling for richness and abundance of forest Macrolepidoptera. *Environmental Entomology* **28**, 795-811.
- Cameron, T. (2002). 2002: the year of the "diversity-ecosystem function" debate. *Trends in Ecology and Evolution* **17**, 495-496.
- Cattell, R. B. (1966). The scree test for the number of factors. *Multivariate Behavioral Research* **1**, 245-276.
- Cavalcanti, M. J. (2001). *Test for association between two symmetric distance matrices with permutation iterations*. Version 1.14. Rio de Janeiro: <http://www.maurobio.cjb.net/>.
- Chey, V. K. (2000). Moth diversity in the tropical rain forest of Lanjak-Entimau, Sarawak, Malaysia. *Malayan Nature Journal* **54**, 305-318.
- Chown, S. L. & Gaston, K. J. (2000a). Areas, cradles and museums: the latitudinal gradient in species richness. *Trends in Ecology and Evolution* **15**, 311-315.
- Chown, S. L. & Gaston, K. J. (2000b). Reply from S.L. Chown and K.J. Gaston. *Trends in Ecology and Evolution* **15**, 514-515.
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* **18**, 117-143.
- Clavijo, A. J. A. & Munroe, E. (1996). A new *Diaphania* species from tropical America (Lepidoptera: Pyraloidea: Crambidae). *Tropical Lepidoptera* **7**, 151-153.
- Coleman, B. D. (1982). On random placement and species-area-relationships. *Mathematical Biosciences* **54**, 191-215.
- Coley, P. D. (1983). Herbivory and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest. *Ecological Monographs* **53**, 209-233.
- Coley, P. D. & Barone, J. A. (1996). Herbivory and plant defences in tropical forests. *Annual Reviews in Ecology and Systematics* **27**, 305-335.
- Colwell, R. K. (2000). *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Users guide and application*. Version 6.0b1. : <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.

- Colwell, R. K. & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* **345**, 101-118.
- Colwell, R. K. & Hurtt, G. C. (1994). Nonbiological gradients in species richness and a spurious Rapoport effect. *The American Naturalist* **144**, 570-595.
- Colwell, R. K. & Lees, D. C. (2000). The mid-domain effect: geometric constraints on the geography of species richness. *Trends in Ecology and Evolution* **15**, 70-76.
- Common, I. F. B. (1986). A small portable light trap for collecting Microlepidoptera. *Australian Entomological Magazine* **13**, 15-19.
- Common, I. F. B. (1990). *Moths of Australia*. Leiden: Brill.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in rain forests and coral reefs. *Science* **199**, 1302-1310.
- Covell, C. V. J. (1984). *A field guide to the moths of Eastern North America*. Boston: Houghton Mifflin Company.
- Delta-T Devices (1999). *HemiView Canopy Analysis Software*. Version 2.1. Cambridge: Burwell.
- Diniz, I. R., Morais, H. C., Botelho, A. M. F., Venturoli, F. & Cabral, B. C. (1999). Lepidopteran caterpillar fauna on lactiferous host plants in the central brazilian cerrado. *Revista Brasileira de Biologia* **59**, 627-635.
- Diserud, O. H. & Odegaard, F. (2000). The beta-binomial model for host specificity among organisms in trophic interactions. *Biometrics* **56**, 855-861.
- Doumenge, C., Gilmour, D., Ruiz-Perez, M. & Blockhus, J. (1995). Tropical montane cloud forests: conservation status and management issues. In *Tropical montane cloud forests. Ecological Studies*, vol. 110 (ed. L. S. Hamilton, J. O. Juvik & F. N. Scatena), pp. 24-37. New York: Springer.
- Dunning, D. C., Acharya, L., Merriman, C. B. & Dal Ferro, L. (1992). Interactions between bats and arctiid moths. *Canadian Journal of Zoology* **70**, 2218-2223.
- Dyer, L. A. (1995). Tasty generalists and the nasty specialists? Antipredator mechanisms in tropical lepidopteran larvae. *Ecology* **76**, 1483-1496.
- Ebert, G. (1997). Arctiidae (Bärenspinner). In *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs*, vol. 5 (ed. G. Ebert), pp. 201-202. Stuttgart: Eugen Ulmer.
- Eisenberg, J. F. (1983). Behavioral adaptations of higher vertebrates to tropical forests. In *Tropical rain forest ecosystems*, vol. 14A (ed. F. B. Golley), pp. 267-278. Amsterdam, Oxford, Tokyo: Elsevier.

- Emmet, A. M. (1979). *A field guide to the smaller british Lepidoptera*. London: The British Entomological & Natural History Society.
- Engen, S. & Lande, R. (1996a). Population dynamic models generating species abundance distributions of the gamma type. *Journal of Theoretical Biology* **178**, 325-331.
- Engen, S. & Lande, R. (1996b). Population dynamic models generating the lognormal species abundance distribution. *Mathematical Biosciences* **132**, 169-183.
- Erwin, T. L. (1982). Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species. *The Coleopterists' Bulletin* **36**, 74-75.
- Fernández-Rubio, F. (1986). Ein Beitrag zur Technik der Mazeration, Präparation und Färbung der Genitalarmaturen von Schmetterlingen. *Entomologische Zeitschrift* **96**, 241-256.
- Fiedler, K. (1998). Diet breadth and host plant diversity of tropical- vs. temperate-zone herbivores: South-East Asian and West Palaearctic butterflies as a case study. *Ecological Entomology* **23**, 285-297.
- Fiedler, K. (2001). The German research program: functionality of a south Ecuadorian cloud-forest ecosystem – a brief conceptual overview. In *Conservación de la biodiversidad en los Andes y la Amazonia*. Cusco, München: Inka e.V.
- Fisher, R. A., Corbet, A. S. & Williams, C. B. (1943). The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* **12**, 42-58.
- Fleishman, E., Austin, G. T. & Weiss, A. D. (1998). An empirical test of Rapoport's rule: elevational gradients in montane butterfly communities. *Ecology* **79**, 2482-2493.
- Floren, A., Biun, A. & Linsenmair, K. E. (2002). Arboreal ants as key predators in tropical lowland rainforest trees. *Oecologia* **131**, 137-144.
- Fullard, J. H., Fenton, M. B. & Simmons, J. A. (1979). Jamming bat echolocation: the clicks of arctiid moths. *Canadian Journal of Zoology* **57**, 647-649.
- Gaston, K. J. (1992). Regional numbers of insect and plant species. *Functional Ecology* **6**, 243-247.
- Gaston, K. J., Blackburn, T. M. & Spicer, J. I. (1998). Rapoport's rule: time for an epitaph? *Trends in Ecology and Evolution* **13**, 70-74.
- Gauld, I. D., Gaston, K. J. & Janzen, D. H. (1992). Plant allelochemicals, tritrophic interactions and the anomalous diversity of tropical parasitoids: the "nasty" host hypothesis. *Oikos* **65**, 353-357.



- Gentry, A. H. (1988). Changes in plant community diversity and floristic composition of environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **75**, 1-34.
- Grassle, J. F. & Smith, W. (1976). A similarity measure sensitive to the contribution of rare species and its use in investigation of variation in marine benthic communities. *Oecologia* **25**, 13-22.
- Grytnes, J. A. & Vetaas, O. R. (2002). Species richness and altitude: a comparison between null models and interpolated plant species richness along the Himalayan altitudinal gradient, Nepal. *The American Naturalist* **159**, 294-304.
- Hamilton, L. S., Juvik, J. O. & Scatena, F. N. (1995). The Puerto Rico cloud forest symposium: introduction and workshop synthesis. In *Tropical montane cloud forests. Ecological Studies*, vol. 110 (ed. L. S. Hamilton, J. O. Juvik & F. N. Scatena), pp. 1-19. New York: Springer.
- Hampson, G. F. (1898). *Catalogue of the Lepidoptera Phalaenae in the British Museum. Vol. 1*. London.
- Hampson, G. F. (1898-1901). *Catalogue of the Lepidoptera Phalaenae in the British Museum. Plates Vol I. - III*. London.
- Hampson, G. F. (1900a). *Catalogue of the Lepidoptera Phalaenae in the British Museum. Supplement. 1*. London.
- Hampson, G. F. (1900b). *Catalogue of the Lepidoptera Phalaenae in the British Museum. Vol. 2*. London.
- Hampson, G. F. (1901). *Catalogue of the Lepidoptera Phalaenae in the British Museum. Vol. 3*. London.
- Harrison, S., Ross, S. J. & Lawton, J. H. (1992). Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* **61**, 151-158.
- Hausmann, A. (1990). Zur Dynamik von Nachtfalter-Artenspektren. *Spixiana* **16**, 1-222.
- Hayek, L.-A. C. & Buzas, M. A. (1997). *Surveying natural populations*. New York: Columbia University Press.
- Hebert, P. D. N. (1980). Moth communities in montane Papua New Guinea. *Journal of Animal Ecology* **49**, 593-602.
- Heck, K. L. J., Belle, G. v. & Simberloff, D. (1975). Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology* **56**, 1459-1461.
- Heinrich, B. (1993). *The hot-blooded insects*. Berlin: Springer.

- Heinrich, B. & Mommsen, T. P. (1985). Flight of winter moths near 0 °C. *Science* **228**, 177-179.
- Henderson, A., Churchill, S. P. & Luteyn, J. L. (1991). Neotropical plant diversity. *Nature* **351**, 21-22.
- Henderson, P. A. & Seaby, R. M. H. (1998). *Species diversity and richness*. Version 2.62. Pennington: Pisces Conservation Ltd.
- Hill, J. K. (1999). Butterfly spatial distribution and habitat requirements in a tropical forest: impacts of selective logging. *Journal of Applied Ecology* **36**, 564-572.
- Hill, M. O. & Gauch, J. H. G. (1980). Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* **42**, 47-58.
- Holloway, J. D. (1970). The biogeographical analysis of a transect sample of the moth fauna of Mt. Kinabalu, Sabah, using numerical methods. *Biological Journal of the Linnean Society* **2**, 259-286.
- Holloway, J. D. (1984). The larger moths of Gunung Mulu National Park; a preliminary assessment of their distribution, ecology, and potential as environmental indicators. *The Sarawak Museum Journal* **30**, 149-190.
- Holloway, J. D. (1985). Moths as indicator organisms for categorising rain forest and monitoring changes and regeneration processes. In *Tropical rain forest: the Leeds symposium* (ed. A. C. Chadwick & S. L. Sutton). Leeds: Leeds Philosophical and Literary Society.
- Holloway, J. D. (1986). Origins of lepidopteran faunas in high mountains of the Indo-Australian tropics. In *High altitude tropical biogeography* (ed. F. Vuilleumier & M. Monasterio), pp. 533-556. New York, Oxford: Oxford University Press.
- Holloway, J. D. (1987). Macrolepidoptera diversity in the Indo-Australian tropics: geographic, biotic and taxonomic variations. *Biological Journal of the Linnean Society* **30**, 325-341.
- Holloway, J. D. (1988). *The Moths of Borneo. Part 6: Family Arctiidae, Subfamilies Syntominiæ, Euchrominae, Arctiinae; Noctuidae misplaced in Arctiidae (Camptoloma, Aganainae)*. Kuala Lumpur: Malayan Nature Society.
- Holloway, J. D. (1989). Moths. In *Tropical rain forest ecosystems*, vol. 14B (ed. H. Lieth & M. J. A. Werger), pp. 437-453. Amsterdam, Oxford, New York, Tokyo: Elsevier.
- Holloway, J. D. (1998). The impact of traditional and modern cultivation practices, including forestry, on Lepidoptera diversity in Malaysia and Indonesia. *The 37th*

- Symposium of The British Ecological Society* (ed. D. M. Newbery, H. H. T. Prins & N. D. Brown), pp. 567-597. London.
- Holloway, J. D. (2001). The moths of Borneo: family Arctiidae, subfamily Lithosiinae. *The Malayan Nature Journal* **55**, 279-486.
- Holloway, J. D., Kibby, G. & Pegg, D. (2001). *The families of Malesian moths and butterflies*. Fauna Malesiana Handbooks. Leiden: Brill.
- Holloway, J. D. & Nielsen, E. S. (1999). Biogeography of Lepidoptera. In *Handbook of Zoology. Lepidoptera, Moths and Butterflies*, vol. 1 (ed. N. P. Kristensen), pp. 423-462. Berlin, New York: Walter de Gruyter.
- Holloway, J. D., Robinson, G. S. & Tuck, K. R. (1990). Zonation in the Lepidoptera of northern Sulawesi. In *Insects in the rain forest of South East Asia (Wallacea)* (ed. W. J. Knight & J. D. Holloway), pp. 153-166. London: The Royal Entomological Society of London.
- Hotelling, H. (1933). Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of Educational Psychology* **24**, 417-441, 498-520.
- Hsiao, H. S. (1973). Flight paths of night-flying moths to light. *Journal of Insect Physiology* **19**, 1971-1976.
- Humboldt, A. v. & Bonpland, A. (1807). *Essaie sur la géographie des plantes – accompagné d'un tableau physique des régions équinoxiales, fondé sur des mesures exécutées, depuis le dixième degré de latitude boréale jusqu'au dixième degré de latitude australe, pendant les années 1799, 1800, 1801, 1802 et 1803*. Paris: Levrault, Schoell et Compagnie, Libraires.
- Hurlbert, S. H. (1971). The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* **52**, 577-586.
- Huston, M. A. (1979). A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist* **113**, 81-101.
- Huston, M. A., Aarsen, L. W., Austin, M. P., Cade, B. S., Fridley, J. D., Garnier, E., Grime, J. P., Hodgson, J., Lauenroth, W. K., Thompson, K., Vandermeer, J. H., Wardle, D. A., Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Caldeira, M. C., Diemer, M., Dimitrakopoulos, P. G., Finn, J. A., Freitas, H., Giller, P. S., Good, J., Harris, R., Höglberg, P., Huss-Danell, K., Joshi, J., Jumpponen, A., Körner, C., Leadley, P. W., Loreau, M., Minns, A., Mulder, C. P. H., O'Donovan, G., Otway, S. J., Pereira, J. S., Prinz, A., Read, D. J., Scherer-Lorenzen, M., Schulze, E. D., Siamantziouras, A.-S. D., Spehn, E., Terry, A. C., Troumbis, A. Y., Woodward, F. I., Yachi, S. &

- Lawton, J. H. (2000). No consistent effect of plant diversity on productivity. *Science* **289**, 1255.
- Intachat, J. & Holloway, J. D. (2000). Is there stratification in diversity or preferred flight height of geometrid moths in Malaysian lowland tropical forest? *Biodiversity and Conservation* **9**, 1417-1439.
- Intachat, J., Holloway, J. D. & Staines, H. (2001). Effects of weather and phenology on the abundance and diversity of geometroid moths in a natural Malaysian tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology* **17**, 411-429.
- Ito, Y., Inoue, T., Kong, W., Yamanaka, A. & Endo, K. (1997). Seasonal fluctuations of the proportions of three major moth families and their species in the middle part of Yamaguchi Prefecture. *Transitions of the Lepidopterological Society of Japan* **48**, 264-270.
- Jacobson, N. L. & Weller, S. J. (2002). *A cladistic study of the Arctiidae (Lepidoptera) by using characters of immatures and adults*. Thomas Say Publications in Entomology: Monographs. Lanham, Maryland: Entomological Society of America.
- Janzen, D. H. (1967). Why mountain passes are higher in the tropics. *The American Naturalist* **101**, 233-249.
- Janzen, D. H. (1981). The peak in North American ichneumonid species richness lies between 38° and 42° N. *Ecology* **62**, 532-537.
- Janzen, D. H. (1987). Insect diversity of a Costa Rican dry forest: why keep it, and how? *Biological Journal of the Linnean Society* **30**, 343-356.
- Janzen, D. H., Ataroff, M., Farinas, M., Reyes, S., Rincon, N., Soler, A., Soriano, P. & Vera, M. (1976). Changes in the arthropod community along an elevational transect in the Venezuelan Andes. *Biotropica* **8**, 193-203.
- Janzen, D. H. & Hallwachs, W. (2001). *Philosophy, navigation and use of a dynamic database (ACG Caterpillars SRNP) for an inventory of the macrocaterpillar fauna, and its foodplants and parasitoids, of the Area de Conservación Guanacaste (ACG), north-western Costa Rica*. : <http://janzen.sas.upenn.edu>.
- Kaiser, H. F. (1960). The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement* **20**, 141-151.
- Kalmia, C. I. (1996). *Winstat*. Version 3.1. Scientific Software Service.
- Kato, M., Inoue, T., Hamid, A. A., Nagamitsu, T., Merdek, M., Nona, A. R., Itino, T., Yamane, S. & Yumoto, T. (1995). Seasonality and vertical structure of light-

- attracted insect communities in a dipterocarp forest in Sarawak. *Researches on Population Ecology* **37**, 59-79.
- Kempton, R. A. & Taylor, L. R. (1974). Log-series and log-normal parameters as diversity discriminants for the Lepidoptera. *Journal of Animal Ecology* **43**, 381-399.
- Kenkel, N. C. & Orlóci, L. (1986). Applying metric and nonmetric multidimensional scaling to ecological studies: some new results. *Ecology* **67**, 919-928.
- Kenney, A. J. & Krebs, C. J. (2000). *Programs for Ecological Methodology*. Version 5.2. <http://www.zoology.ubc.ca/~krebs>.
- Kessler, M., Herzog, S. K., Fjeldså, J. & Bach, K. (2001). Species richness and endemism of plant and bird communities along two gradients of elevation, humidity and land use in the Bolivian Andes. *Diversity and Distributions* **7**, 61-77.
- Kitching, I. J. & Rawlins, J. E. (1999). The Noctuoidea. In *Handbook of Zoology. Lepidoptera, Moths and Butterflies*, vol. 1 (ed. N. P. Kristensen), pp. 355-401. Berlin, New York: Walter de Gruyter.
- Kitching, R. L., Orr, A. G., Thalib, L., Mitchell, H., Hopkins, M. S. & Graham, A. W. (2000). Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest. *Journal of Applied Ecology* **37**, 284-297.
- Kleuter, I. (1999). *Karten zur Estación Científica San Francisco in Ecuador*. Bayreuth: Lehrstuhl für Biogeographie, Universität Bayreuth.
- Kobayashi, S. (1987). Heterogeneity ratio: a measure of beta-diversity and its use in community classification. *Ecological Research* **2**, 101-111.
- Koch, M. (1991). *Wir bestimmen Schmetterlinge*. Radebeul: Neumann Verlag.
- Körner, C. (2000). Why are there global gradients in species richness? Mountains might hold the answer. *Trends in Ecology and Evolution* **15**, 513-514.
- Krebs, C. J. (1999). *Ecological methodology*. 2nd ed. Menlo Park: Addison Wesley Longman.
- Kristensen, N. P. & Skalski, A. W. (1999). Phylogeny and Palaeontology. In *Handbook of Zoology. Lepidoptera, Moths and Butterflies*, vol. 1 (ed. N. P. Kristensen), pp. 7-25. Berlin, New York: Walter de Gruyter.
- Kumar, H. (1997). Antibiosis as a resistant mechanism to *Chilo partellus* (Swinhoe) (Lepidoptera: Pyralidae) in selected maize genotypes. *Crop Protection* **16**, 331-336.
- Kurtze, W. (1974). Synökologische und experimentelle Untersuchungen zur Nachtaktivität von Insekten. *Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik, Ökologie und Geographie* **101**, 297-344.

- Lamas, G. (1989). Un estimado del grado de cobertura geográfica de la colecta de mariposas (Lepidoptera) en el Perú. *Revista Peruana de Entomologia* **31**, 61-67.
- Lamont, B. B. & Grant, K. J. (1979). A comparison of twenty-one measures of site dissimilarity. In *Multivariate methods in ecological work* (ed. L. Orloci, C. R. Rao & W. M. Stiteler), pp. 101-126. Fairland, Maryland: International Co-operative Publishing House.
- Lande, R. (1996). Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* **76**, 5-13.
- Landry, B. (accepted). Revision of the Neotropical genus *Micrelephas* (Lepidoptera: Pyralidae: Crambinae). *Tropical Lepidoptera* **11**.
- Lawton, J. H., Bignell, D. E., Bolton, B., Bloemers, G. F., Eggleton, P., Hammond, P. M., Hodda, M., Holt, R. D., Larsen, T. B., Mawdsley, N. A., Stork, N. E., Srivastava, D. S. & Watt, A. D. (1998). Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* **391**, 72-76.
- Lawton, J. H., MacGarvin, M. & Heads, P. A. (1987). Effects of altitude on the abundance and species richness of insect herbivores on bracken. *Journal of Animal Ecology* **56**, 147-160.
- Lees, D. C., Kremen, C. & Andriamampianina, L. (1999). A null model for species richness gradients: bounded range overlap of butterflies and other rainforest endemics in Madagascar. *Biological Journal of the Linnean Society* **67**, 529-584.
- Legendre, P. & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* **129**, 271-280.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). *Numerical ecology*. 2nd ed. Amsterdam: Elsevier.
- Leinonen, R., Söderman, G., Itämies, J., Rytkönen, S. & Rutanen, I. (1998). Intercalibration of different light-traps and bulbs used in moth monitoring in northern Europe. *Entomologica Fennica* **9**, 37-51.
- Levins, R. (1968). *Evolution in changing environments: some theoretical explorations*. Princeton: Princeton University Press.
- Lieberman, D., Lieberman, M., Peralta, R. & Hartshorn, G. S. (1996). Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica. *Journal of Ecology* **84**, 137-152.
- Linsenmair, K. E. (1995). *Tropische Biodiversität – vom ursächlichen Verständnis der strukturellen und funktionellen Komplexität noch weit entfernt*. Rundgespräche der Kommission für Ökologie. Tropenforschung. München: Dr. Friedrich Pfeil.

- Linsenmair, K. E. (2000). Funktionale Aspekte der Biodiversität. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft* **12**, 85-100.
- Loder, N., Gaston, K. J., Warren, P. H. & Arnold, H. R. (1998). Body size and feeding specificity: macrolepidoptera in Britain. *Biological Journal of the Linnean Society* **63**, 121-139.
- Lomolino, M. V. (2001). Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography* **10**, 3-13.
- Lugo, A. E. (1992). Schätzungen des Rückganges der Artenvielfalt tropischer Wälder. In *Ende der biologischen Vielfalt?* (ed. E. O. Wilson), pp. 76-89. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- MacArthur, R. H. (1984). *Geographical ecology. Patterns in the distribution of species*. Princeton: Princeton University Press.
- Machuka, J., Van Damme, E. J. M., Peumans, W. J. & Jackai, L. E. N. (1999). Effect of plant lectins on larval development of the legume pod borer, *Maruca vitrata*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **93**, 179-187.
- Madsen, J. E. & Øllgaard, B. (1994). Floristic composition, structure, and dynamics of an upper montane rain forest in Southern Ecuador. *Nordic Journal of Botany* **14**, 403-423.
- Maes, K. V. N. (1985). A comparative study of the abdominal tympanal organs in Pyralidae (Lepidoptera), 1: description, terminology, preparation technique. *Nota lepidopterologica* **8**, 341-350.
- Magellan (1995). *Peru/Ecuador*. Santa Barbara: Magellan.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. London: Croom Helm.
- Mantel, N. (1967). The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research* **27**, 209-220.
- Mares, M. A. (1992). Neotropical mammals and the myth of amazonian biodiversity. *Science* **255**, 976-979.
- Matt, F. (2001). Pflanzenbesuchende Fledermäuse im tropischen Bergregenwald: Diversität, Einnischung und Gildenstruktur – Eine Untersuchung der Fledermausgemeinschaften in drei Höhenstufen der Andenostabdachung des Podocarpus Nationalparks in Südecuador. Dissertation. Universität Erlangen-Nürnberg.

- Mawdsley, N. (1996). The theory and practice of estimating regional species richness from local samples. In *Tropical rainforest research – current issues* (ed. D. S. Edwards, W. E. Booth & S. C. Choy), pp. 193-214. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- McCoy, E. D. (1990). The distribution of insects along elevational gradients. *Oikos* **58**, 313-322.
- McGeachie, W. J. (1988). A remote sensing method for the estimation of light-trap efficiency. *Bulletin of Entomological Research* **78**, 379-386.
- McGeachie, W. J. (1989). The effects of moonlight illuminance, temperature and wind speed on light-trap catches of moths. *Bulletin of Entomological Research* **79**, 185-192.
- Meagher, R. L. J., Irvine, J. E., Breene, R. G., Pfannenstiel, R. S. & Gallo Meagher, M. (1996). Resistance mechanisms of sugarcane to Mexican rice borer (Lepidoptera: Pyralidae). *Journal of Economic Entomology* **89**, 536-543.
- Medal, J. C., Charudattan, R., Mullahey, J. J. & Pitelli, R. A. (1996). An exploratory insect survey of tropical soda apple in Brazil and Paraguay. *Florida Entomologist* **79**, 70-73.
- Meineke, T. (1995). Nachtfalter in der naturschutzrelevanten Raumplanung: Grundlagen, Methoden, Auswertung. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* **43**, 79-106.
- Meßner, S. (1996). Untersuchungen zur Biodiversität der Myrmecofauna (Formicidae) im Parc National de la Comoé (Elfenbeinküste). Diplomarbeit. Universität Würzburg.
- Michaud, J. P. (1990). Conditions for the evolution of polyphagy in herbivorous insects. *Oikos* **57**, 278-297.
- Microsoft (1999). *Access2000*. Microsoft Corporation.
- Minchin, P. R. (1987). An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio* **69**, 89-108.
- Mittermeier, R. A. (1988). Primate diversity and the tropical forest. Case studies from Brazil and Madagascar and the importance of the megadiversity countries. In *Biodiversity* (ed. E. O. Wilson & F. M. Peter), pp. 145-154. Washington DC: National Academy Press.
- Mittermeier, R. A., Robles, P. & Goettsch-Mittermeier, C. (1997). *Megadiversidad. Los países biológicamente más ricos del mundo*. México D. F.: Conservation International. CEMEX S. A. Agrupación Sierra Madre.



- Morisita, M. (1959). Measuring of interspecific associations and similarity between communities. *Memoirs of the Faculty of Science Kyushu University, Series E (Biology)* **3**, 65-80.
- Mörtter, R. (1988). Vergleichende Untersuchungen zur Faunistik und Ökologie der Lepidopteren in unterschiedlich strukturierten Waldflächen im Kottenforst bei Bonn. *Neue Entomologische Nachrichten* **21**, 1-182.
- Mühlenberg, M. (1993). *Freilandökologie*. 3. Auflage. Heidelberg: Quelle & Meyer.
- Mühlenberg, R. (1999). Zur Struktur von Nachtfalter-Artengemeinschaften (Lepidoptera: Geometroidea und Pyralidae) in unterschiedlich strukturierten Waldhabitaten. Diplomarbeit. Universität Bayreuth.
- Muirhead-Thomson, R. C. (1991). *Trap responses of flying insects. The influence of trap design on capture efficiency*. London: Academic Press.
- Munroe, E. (1970a). New species of *Syllepsis poey* (Pyralidae: Pyraustinae), with a key to known species. *Journal of the Lepidopterists' Society* **24**, 287-291.
- Munroe, E. (1970b). Revision of the subfamily Midilinae (Lepidoptera: Pyralidae). *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **74**, 1-94.
- Munroe, E. (1974). Transfer of *Cybalomia angustalis* Dignin to *Udea* Guenée with description of a related new species (Lepidoptera: Pyralidae). *The Canadian Entomologist* **106**, 139-142.
- Munroe, E. & Solis, M. A. (1999). The Pyraloidea. In *Handbook of Zoology. Lepidoptera, Moths and Butterflies*, vol. 1 (ed. N. P. Kristensen), pp. 233-256. Berlin, New York: Walter de Gruyter.
- Munroe, E. G., Becker, V. O., Shaffer, J. C., Shaffer, M. & Solis, M. A. (1995). Pyraloidea. In *Atlas of Neotropical Lepidoptera. Checklist: Part 2. Hyblaeoidea – Pyraloidea – Tortricoidea* (ed. J. B. Heppner), pp. 34-105. Gainesville: Scientific Publishers.
- Murray, D. L. (1996). A survey of the butterfly fauna of Jatun Sacha, Ecuador (Lepidoptera: Hesperioidea and Papilionoidea). *Journal of Research on the Lepidoptera* **35**, 42-60.
- Myers, N. (1992). Tropische Wälder und ihre Arten – dem Ende entgegen? In *Ende der biologischen Vielfalt?* (ed. E. O. Wilson), pp. 46-53. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**, 853-858.

- Nadkarni, N. M. (1984). Epiphyte biomass and nutrient capital of a Neotropical elfin forest. *Biotropica* **16**, 249-256.
- Nickle, D. A. & Castner, J. A. (1995). Strategies utilized by katydids (Orthoptera: Tettigoniidae) against diurnal predators in rainforests in northeastern Peru. *Journal of Orthoptera Research* **4**, 75-88.
- Novotný, V. & Basset, Y. (1998). Seasonality of sap-sucking insects (Auchenorrhyncha, Hemiptera) feeding on *Ficus* (Moraceae) in a lowland rainforest in New Guinea. *Oecologia* **115**, 514-522.
- Novotný, V. & Basset, Y. (2000). Rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos* **89**, 564-572.
- Novotný, V., Basset, Y., Miller, S. E., Weiblen, G. D., Bremer, B., Cizek, L. & Drozd, P. (2002). Low host specificity of herbivorous insects in a tropical forest. *Nature* **416**, 841-844.
- Nuß, M. (1999). Revision der Gattungen der Scopariinae (Lepidoptera: Pyraloidea, Crambidae). *Nova Supplementa Entomologica* **13**, 3-151.
- Ødegaard, F. (2000). How many species of arthropods? Erwin's estimate revised. *Biological Journal of the Linnean Society* **71**, 583-597.
- Ødegaard, F., Diserud Ola, H., Engen, S. & Aagaard, K. (2000). The magnitude of local host specificity for phytophagous insects and its implications for estimates of global species richness. *Conservation Biology* **14**, 1182-1186.
- Økland, R. H. (1996). Are ordination and constrained ordination alternative or complementary strategies in general ecological studies? *Journal of Vegetation Science* **7**, 289-292.
- Oliver, I. & Beattie, A. J. (1996a). Designing a cost-effective invertebrate survey: a test of methods for rapid assessment of biodiversity. *Ecological Applications* **6**, 594-607.
- Oliver, I. & Beattie, A. J. (1996b). Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology* **10**, 99-109.
- Olson, D. M. (1994). The distribution of leaf litter invertebrates along a Neotropical altitudinal gradient. *Journal of Tropical Ecology* **10**, 129-150.
- Orr, A. G. & Häuser, C. L. (1996). Temporal and spatial patterns of butterfly diversity in a lowland tropical rainforest. In *Tropical rainforest research – current issues* (ed. D. S. Edwards, W. E. Booth & S. C. Choy), pp. 125-138. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

- Palm, E. (1986). *Nordeuropas Pyralider – med særligt på den danske fauna (Lepidoptera: Pyralidae)*. Danmarks Dyreliv. København: Fauna Bøger.
- Palmer, M. W. (1993). Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology* **74**, 2215-2230.
- Parenti, U. (2000). *A guide to the microlepidoptera of Europe*. Guide I. Torino: Museo Regionale di Scienze Naturali.
- Paulsch, A. (2002). Development and application of a classification system for undisturbed and disturbed tropical montane forest based on vegetation structure. Dissertation. Universität Bayreuth.
- Pearson, D. L. (1994). Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* **345**, 75-79.
- Pearson, D. L. & Carroll, S. S. (1998). Global patterns of species richness: spatial models for conservation planning using bioindicator and precipitation data. *Conservation Biology* **12**, 809-821.
- Peña, J. E. & Bennett, F. D. (1995). Arthropods associated with *Annona* spp. in the Neotropics. *Florida Entomologist* **78**, 329-349.
- Perfecto, I. & Snelling, R. (1995). Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: ants in coffee plantations. *Ecological Applications* **5**, 1084-1097.
- Perfecto, I. & Vandermeer, J. (1996). Microclimatic changes and the indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystem. *Oecologia* **108**, 577-582.
- Persson, B. (1976). Influence of weather and nocturnal illumination on the activity and abundance of populations of noctuids (Lepidoptera) in south coastal Queensland. *Bulletin of Entomological Research* **66**, 33-63.
- Piñas Rubio, F. S. J. & Manzano Pesántez, I. (1997). *Mariposas del Ecuador. Vol. 1 Géneros*. Quito, Ecuador: Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Piñas Rubio, F. S. J., Raab-Green, Onore, G. & Manzano Pesántez, I. (2000). *Butterflies & Moths of Ecuador. Vol. 20: Family: Arctiidae*. Quito, Ecuador: Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- Purvis, A. & Hector, A. (2000). Getting the measure of biodiversity. *Nature* **405**, 212-219.
- Rachowiecki, R. (1997). *Ecuador & the Galápagos Islands*. Lonely Planet travel survival kit. 4. Hawthorn, Australia: Lonely Planet Publications.
- Rahbeck, C. (1995). The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? *Ecography* **18**, 200-205.

- Rahbeck, C. (1997). The relationship among area, elevation, and regional species richness in Neotropical birds. *The American Naturalist* **149**, 875-902.
- Rapoport, E. H. (1975). *Areografía: Estrategias geográficas de las especies*. Fondo de Cultura Económica.
- Rapoport, E. H. (1982). *Areography: geographical strategies of species*. New York: Pergamon.
- Raup, D. M. (1992). Krisen der Vielfalt in erdgeschichtlicher Vergangenheit. In *Ende der biologischen Vielfalt?* (ed. E. O. Wilson), pp. 69-75. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Ricketts, T. H., Daily, G. C. & Ehrlich, P. R. (2002). Does butterfly diversity predict moth diversity? Testing a popular indicator taxon at local scales. *Biological Conservation* **13**, 361-370.
- Robinson, A. S. & Robinson, P. J. M. (1950). Some notes on the observed behavior of Lepidoptera in flight in the vicinity of light traps designated to take entomological samples. *Entomologist's Gazette* **1**, 3-20.
- Robinson, G. S. (1998). Bugs, hollow curves and species-diversity indexes. *Stats* **21**, 8-13.
- Robinson, G. S., Ackery, P. R., Beccaloni, G. W., Kitching, I. J. & Hernandez, L. M. (2001). *HOSTS – The Natural History Museum's database of the hostplants of the moth and butterfly caterpillars of the world*. : <http://flood.nhm.ac.uk/cgi-bin/perth/hosts/>.
- Robinson, G. S. & Tuck, K. R. (1996). Describing and comparing high invertebrate diversity in tropical forest – a case study of small moths in Borneo. In *Tropical rainforest research – current issues* (ed. D. S. Edwards, W. E. Booth & S. C. Choy), pp. 29-42. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Robinson, G. S., Tuck, K. R. & Intachat, J. (1995). Faunal composition and diversity of smaller moths (Microlepidoptera and Pyraloidea) in lowland tropical rainforest at Temengor, Hulu Perak, Malaysia. *Malayan Nature Journal* **48**, 307-317.
- Robinson, G. S., Tuck, K. R. & Shaffer, M. (1994). *A field guide to the smaller moths of South-East Asia*. Kuala Lumpur, London: Malayan Nature Society, The Natural History Museum.
- Rodriguez-del-Bosque, L. A., Palomo-Salas, J. & Mendez-Rodriguez, A. (1996). Susceptibility of bermudagrass cultivars to *Eoreuma loftini* (Lepidoptera: Pyralidae) in subtropical Mexico. *Florida Entomologist* **79**, 188-192.

- Roy, D. B., Rothery, P., Moss, D., Pollard, E. & Thomas, J. A. (2001). Butterfly numbers and weather: predicting historical trends in abundance and the future effects of climate change. *Journal of Animal Ecology* **70**, 201-217.
- Sachs, L. (1992). *Angewandte Statistik*. 7. Aufl. Berlin: Springer.
- Sakai, S., Momose, K., Yumoto, T., Nagamitsu, T., Nagamasu, H., Hamid, A. A. & Nakashizuka, T. (1999). Plant reproductive phenology over four years including an episode of general flowering in a lowland dipterocarp forest, Sarawak, Malaysia. *American Journal of Botany* **86**, 1414-1436.
- Sánchez-Cordero, V. (2001). Elevation gradients of diversity for rodents and bats in Oaxaca, Mexico. *Global Ecology & Biogeography* **10**, 63-76.
- Scheuermann, L. (2002). Zur Diversität spannerartiger Nachtfalter in einem Höhengradienten im Bergregenwald des Mt. Kilimajaro, Tanzania. Diplomarbeit. Universität Bayreuth.
- Schneider, R. (2000). Landschaftsstrukturen anthropogen gestörter potentieller Waldstandorte in Südecuador. Diplomarbeit. Universität Bayreuth.
- Schrumpf, M., Guggenberger, G., Valarezo, C. & Zech, W. (2001). Tropical montane rain forest soils. *Die Erde* **132**, 43-59.
- Schulze, C. H. (1995). Die Tagfalterzönose eines südostasiatischen Regenwaldes – Muster und Mechanismen der Stratifikation. Diplomarbeit. Universität Würzburg.
- Schulze, C. H. (2000). Auswirkungen anthropogener Störungen auf die Diversität von Herbivoren – Analyse von Nachtfalterzönosen entlang von Habitatgradienten in Ost-Malaysia. Dissertation. Universität Bayreuth.
- Schulze, C. H. & Fiedler, K. (1997). Patterns of diversity and vertical stratification in hawkmoths (Lepidoptera: Sphingidae) of a Bornean rain forest. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* **11**, 767-770.
- Schulze, C. H. & Fiedler, K. (1999). Species richness of south east asian butterflies – how can it be estimated using faunal lists at different geographic scales? In *Tropical Ecosystem Research in Sabah. For Whom and for What? Proceedings of the 3rd SITE Seminar* (ed. M. Mohamed & H. Bernard), pp. 63-70. Kota Kinabalu, Sabah, Malaysia: UMS.
- Schulze, C. H. & Fiedler, K. (in press). Vertical and temporal diversity of a species-rich moth taxon in Borneo. In *Arthropods of tropical forests — spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy*. (ed. Y. Basset, V. Novotný, S. E. Miller & R. Kitching). Cambridge: Cambridge University Press.

- Schulze, C. H., Linsenmair, K. E. & Fiedler, K. (2001). Understorey versus canopy: patterns of vertical stratification and diversity among Lepidoptera in a Bornean rain forest. *Plant Ecology* **153**, 133-152.
- Scoble, M. (1992). *The Lepidoptera: form, function, and diversity*. Oxford: Oxford University Press.
- Seitz, A. (1919-1925). *Die Gross-Schmetterlinge der Erde 6 (Text1, Text2 & Tafeln)*. Stuttgart.
- Shinozaki, K. (1963). Note on the species-area-curve. *Proceedings of the 10th Annual Meeting of the Ecological Society Japan*, vol. 5. Tokyo.
- Sierra, R. (1999). *Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador continental*. Quito, Ecuador: Proyecto INEFAN/GEF-BIRF y EcoCiencia.
- Simberloff, D. (1978). Use of rarefaction and related methods in ecology. In *Biological data in water pollution assessment: quantitative and statistical analyses*. (ed. K. L. Dickson, J. Cairns & R. J. Livingston), pp. 150-165: American Society for Testing and Materials.
- Sime, K. R. & Brower, A. V. Z. (1998). Explaining the latitudinal gradient anomaly in ichneumonid species richness: evidence from butterflies. *Journal of Animal Ecology* **67**, 387-399.
- Slamka, F. (1997). *Die Zünslerartigen (Pyraloidea) Mitteleuropas*. Bratislava: F. Slamka.
- Soberón, J. M. & Llorente, B. J. (1993). The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* **7**, 480-488.
- Solis, A. (1997). Snout moths: unraveling the taxonomic diversity of a speciose group in the Neotropics. In *Biodiversity II: Understanding and protecting our biological resources*. (ed. M. L. Reaka-Kudla, D. E. Wilson & E. O. Wilson), pp. 231-242. Washington D. C.: Joseph Henry Press.
- Solis, M. A. & Pogue, M. G. (1999). Lepidopteran biodiversity: patterns and estimators. *American Entomologist* **45**, 206-212.
- Solow, A. (1993). A simple test for change in community structure. *Journal of Animal Ecology* **62**, 191-193.
- Sørensen, T. (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. *Biologiske Meddelelser Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* **5**, 1-34.

- Southwood, T. R. & Henderson, P. A. (2000). *Ecological methods*. Oxford: Blackwell Science Publishers.
- Southwood, T. R. E., Brown, V. K. & Reader, P. M. (1979). The relationships of plant and insect diversities in succession. *Biological Journal of the Linnean Society* **12**, 327-348.
- Souza, A. M. L., Ávila, C. J. & Parra, J. R. P. (2001). Consumo e utilização de alimento por *Diatrea saccharalis* (Fabr.) (Lepidoptera: Pyralidae), *Heliothis virescens* (Fabr.) e *Spodoptera frugiperda* (J.E. Smith) (Lepdoptera: Noctuidae) em duas temperaturas. *Neotropical Entomology* **30**, 11-17.
- StatSoft (2000). *STATISTICA für Windows*. Version 5.5. Tulsa: StatSoft, Inc.
- Steiner, A. (1994). Anlockung durch Köder. In *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs.*, vol. Band 3 (Nachtfalter I) (ed. G. Ebert), pp. 518. Stuttgart: Eugen Ulmer.
- Stevens, G. C. (1992). The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *The American Naturalist* **140**, 893-911.
- Stork, N. E. (1988). Insect diversity: facts, fiction and speculation. *Biological Journal of the Linnean Society* **35**, 321-337.
- Stork, N. E. & Brendell, M. J. D. (1990). Variation in the insect fauna of Sulawesi trees with season, altitude and forest type. In *Insects in the rain forest of South East Asia (Wallacea)* (ed. W. J. Knight & J. D. Holloway), pp. 173-190. London: The Royal Entomological Society of London.
- Strong, D. R., Lawton, L. H. & Southwood, R. (1984). *Insects on plants: community patterns and mechanisms*. Massachusetts: Harvard Univ. Press.
- Süßenbach, D. (1998). Fruchtfressende Eulenfalter (Noctuidae): Diversität und Struktur der Nutzergemeinschaft. Diplomarbeit. Universität Bayreuth.
- Süßenbach, D., Brehm, G. & Fiedler, K. (2001a). Selection of appropriate beta-diversity measures for species rich tropical arthropod communities. *Tagung der Gesellschaft für Ökologie*, vol. 31, pp. 35. Basel, Schweiz.
- Süßenbach, D., Brehm, G., Häuser, C. L. & Fiedler, K. (2001b). Assessment of beta-diversity with rich, incompletely sampled animal communities. *Zoology* **104**, 22.
- Süßenbach, D. & Fiedler, K. (1999). Noctuid moths attracted to fruit baits: testing models and methods of estimating species diversity. *Nota lepidopterologica* **22**, 115-154.
- Tanner, E. V. J., Vitousek, P. M. & Cuevas, E. (1998). Experimental investigation of nutrient limitations of forest growth on wet mountains. *Ecology* **79**, 10-22.

- Taylor, L. R. (1978). Bates, Williams, Hutchinson – a variety of diversities. In *Diversity of insect faunas* (ed. L. A. Mound & N. Waloff). Oxford: Blackwell Science Publishers.
- ter Braak, C. J. F. (1995). Ordination. In *Data analysis in community and landscape ecology* (ed. R. H. G. Jongman, C. J. F. ter Braak & O. F. R. van Tongeren), pp. 91-173. Cambridge: Cambridge University Press.
- Terborgh, J. (1977). Bird species diversity on an Andean elevational gradient. *Ecology* **58**, 1007-1019.
- Thalib, L., Kitching, R. L. & Bhatti, M. I. (1999). Principal Component Analysis for grouped data – a case study. *Environmetrics* **10**, 565-574.
- Thomas, A. W. & Thomas, G. M. (1994). Sampling strategies for estimating moth species diversity using a light trap in a northeastern softwood forest. *Journal of the Lepidopterists' Society* **48**, 85-105.
- Tokro, P. G. & Saxena, K. N. (1998). Behavioral responses of the stem borer *Chilo partellus* Swinhoe (Lepidoptera: Pyralidae), first instar larvae to some environmental factors. *Entomon* **23**, 69-75.
- Wagner, T. (2001). Seasonal changes in the canopy arthropod fauna in *Rinorea beniensis* in Budongo Forest, Uganda. *Plant Ecology* **153**, 169-178.
- Waide, R. B., Zimmerman, J. K. & Scatena, F. N. (1998). Controls of primary productivity: lessons from the Luquillo Mountains in Puerto Rico. *Ecology* **79**, 31-37.
- Wartenberg, D., Ferson, S. & Rohlf, F. J. (1987). Putting things in order: a critique of detrended correspondence analysis. *The American Naturalist* **129**, 434-448.
- Watson, A. (1980). A revision of the *Halysidota tessellaris* species-group (*Halysidota* sensu stricto) (Lepidoptera: Arctiidae). *Bulletin of the British Museum (Natural History)* **40**, 1-65.
- Watson, A., Fletcher, D. S. & Nye, I. W. B. (1980). *The generic names of moths of the world*. London: British Museum of Natural History.
- Watson, A. W. & Goodger, D. T. (1986). Catalogue of the Neotropical tiger-moths. *Occasional Papers on Systematic Entomology* **1**, 1-71.
- Werner, F. A. (2002). Ecology of vascular epiphytes in a montane forest and on remnant trees of adjacent pastures in Southern Ecuador. Diplomarbeit. Universität Bonn.
- Weseloh, R. M. (1993). Potential effects of parasitoids on the evolution of caterpillar foraging behavior. In *Caterpillars. Ecological and evolutionary constraints on*



- foraging* (ed. N. E. Stamp & T. M. Casey), pp. 203-223. New York, London: Chapman & Hall.
- Wheeler, G. S. & Halpern, M. D. (1999). Compensatory responses of *Samea multiplicalis* larvae when fed leaves of different fertilization levels of the aquatic weed *Pistia stratiotes*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **92**, 205-216.
- Wich, S. A. & Schaik, C. P. v. (2000). The impact of El Niño on mast fruiting in Sumatra and elsewhere in Malesia. *Journal of Tropical Ecology* **16**, 563-577.
- Williams, I. S., Jones, T. H. & Heartly, S. E. (2001). The role of resources and natural enemies in determining the distribution of an insect herbivore population. *Ecological Entomology* **26**, 204-211.
- Willott, S. (1999). The effects of selective logging on the distribution of moths in a Borean rainforest. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* **354**, 1783-1790.
- Wilson, E. O. (1997). Introduction. In *Biodiversity II: Understanding and protecting our biological resources*. (ed. M. L. Reaka-Kudla, D. E. Wilson & E. O. Wilson), pp. 1-3. Washington D.C.: Joseph Henry Press.
- Wolda, H. (1978a). Fluctuations in abundance of tropical insects. *The American Naturalist* **112**, 1017-1045.
- Wolda, H. (1978b). Seasonal fluctuations in rainfall, food and abundance of tropical insects. *Journal of Animal Ecology* **47**, 369-382.
- Wolda, H. (1980). Seasonality of tropical insects. I. Leafhoppers (Homoptera) in Las Cumbres, Panama. *Journal of Animal Ecology* **49**, 277-290.
- Wolda, H. (1981). Similarity indices, sample size and diversity. *Oecologia* **50**, 296-302.
- Wolda, H. (1983). Diversity, diversity indices and tropical cockroaches. *Oecologia* **58**, 290-298.
- Wolda, H. (1987). Altitude, habitat and tropical insect diversity. *Biological Journal of the Linnean Society* **30**, 313-323.
- Yela, J. L. & Holyoak, M. (1997). Effects of moonlight and meteorological factors on light and bait trap catches of noctuid moths (Lepidoptera: Noctuidae). *Environmental Entomology* **26**, 1283-1290.

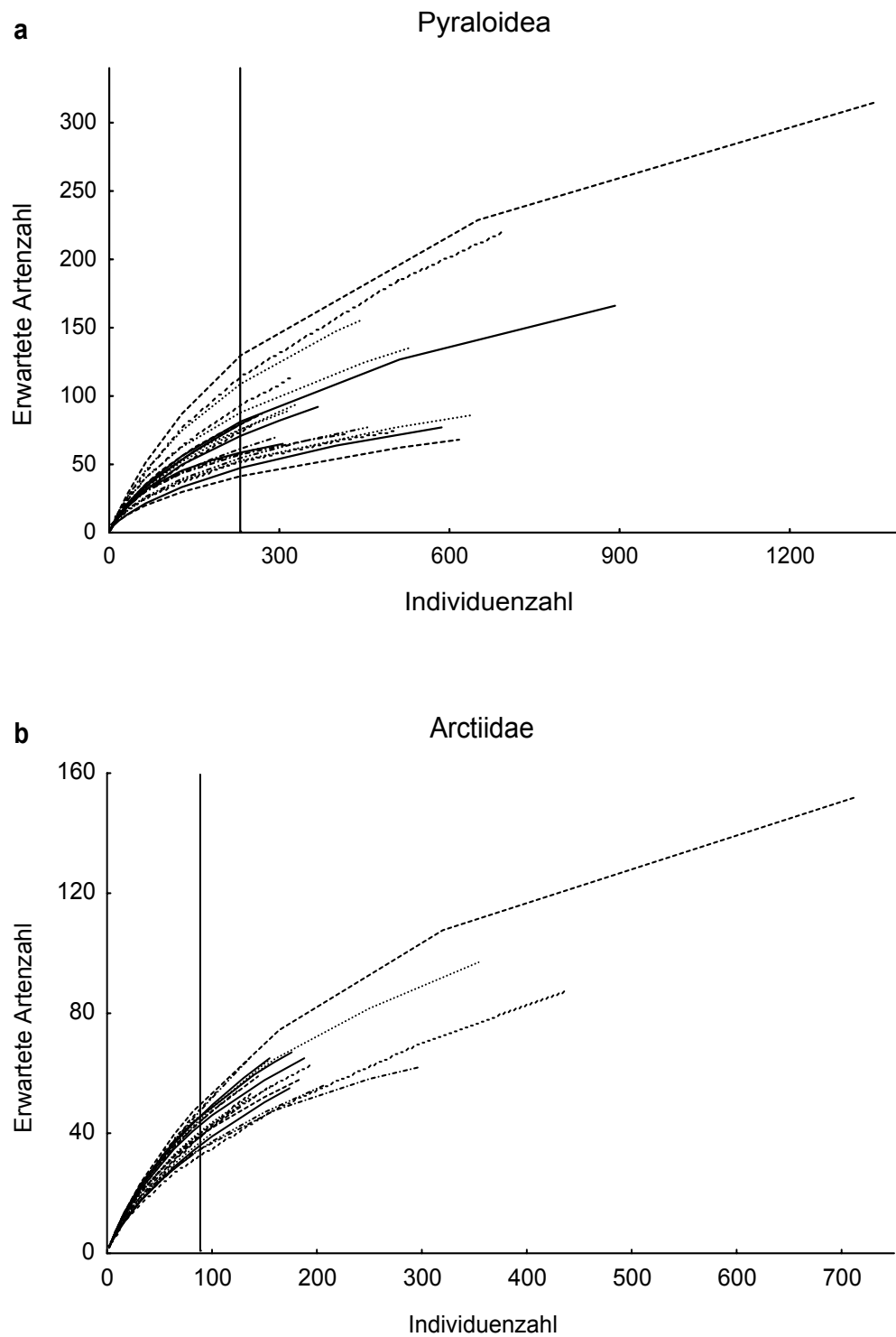
## 10. ANHANG

**Tabelle 26** Extrapolierte Artenzahlen der **Pyraloidea** an jedem der 22 Standorte. Berechnet wurden die Extrapolationsverfahren ACE, Chao1, Chao2 und MMMeans.

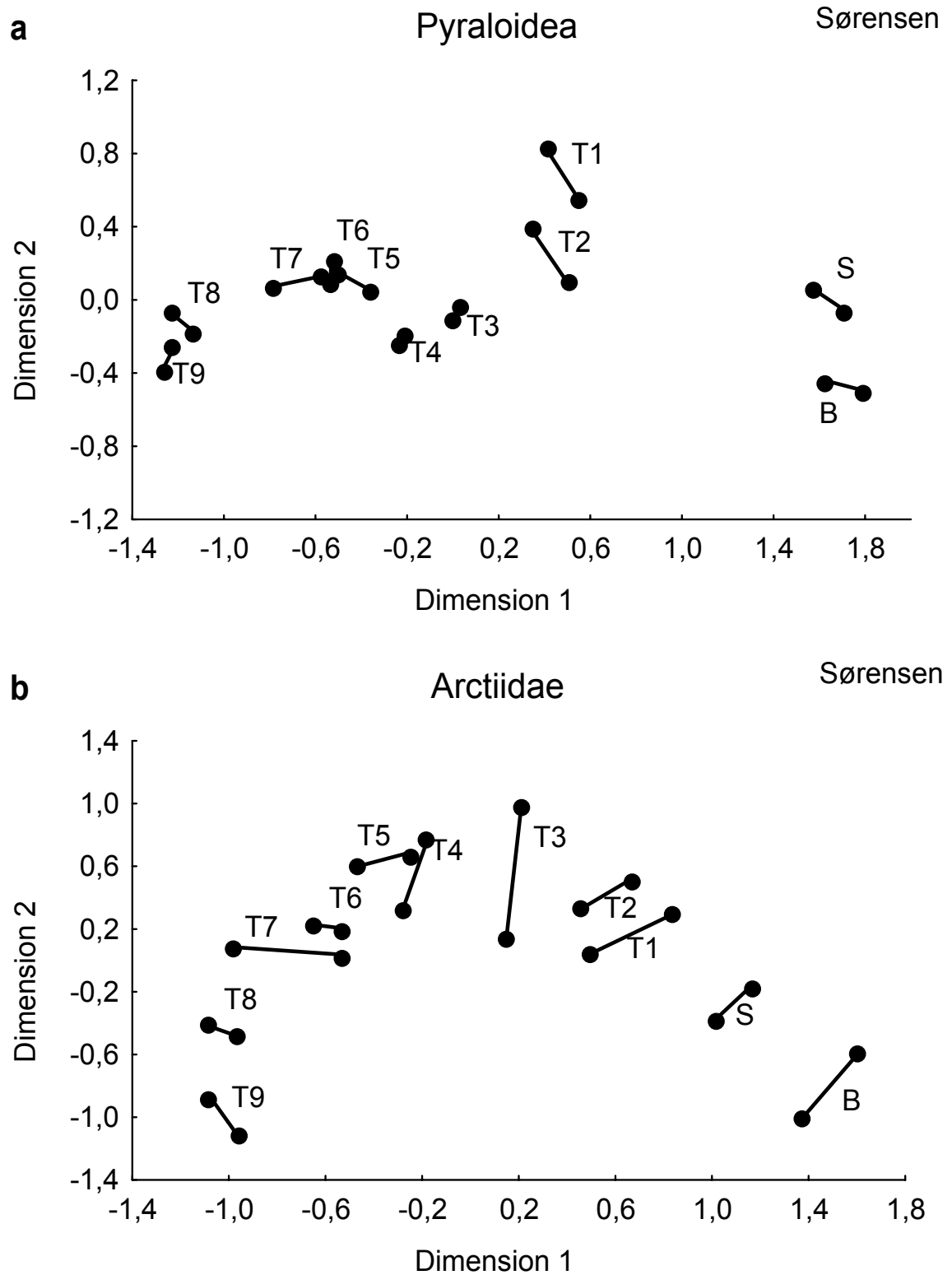
Standort	ACE	Chao1 $\pm$ SD	Chao2 $\pm$ SD	MMMeans
B1	439	493 $\pm$ 78	511 $\pm$ 69	522
B2	466	472 $\pm$ 38	555 $\pm$ 46	627
S1	269	250 $\pm$ 27	283 $\pm$ 30	365
S2	240	254 $\pm$ 44	243 $\pm$ 31	295
T1-1	172	202 $\pm$ 52	170 $\pm$ 30	193
T2-1	209	262 $\pm$ 87	264 $\pm$ 76	187
T1-2	259	232 $\pm$ 24	226 $\pm$ 22	253
T2-2	205	194 $\pm$ 56	223 $\pm$ 68	180
T1-3	238	226 $\pm$ 42	230 $\pm$ 41	237
T2-3	149	133 $\pm$ 24	147 $\pm$ 27	169
T1-4	191	182 $\pm$ 41	201 $\pm$ 46	177
T2-4	246	199 $\pm$ 51	268 $\pm$ 88	179
T1-5	103	97 $\pm$ 14	107 $\pm$ 16	134
T2-5	160	153 $\pm$ 28	167 $\pm$ 32	142
T1-6	132	124 $\pm$ 23	114 $\pm$ 16	130
T2-6	126	154 $\pm$ 47	157 $\pm$ 40	132
T1-7	130	128 $\pm$ 26	132 $\pm$ 24	127
T2-7	120	103 $\pm$ 18	115 $\pm$ 23	105
T1-8	143	125 $\pm$ 28	137 $\pm$ 31	130
T1-9	103	109 $\pm$ 30	91 $\pm$ 14	118
T1-10	88	82 $\pm$ 11	94 $\pm$ 14	108
T1-11	140	146 $\pm$ 29	137 $\pm$ 20	174

**Tabelle 27** Extrapolierte Artenzahlen der **Arctiidae** an jedem der 22 Standorte. Berechnet wurden die Extrapolationsverfahren ACE, Chao1, Chao2 und MMMeans.

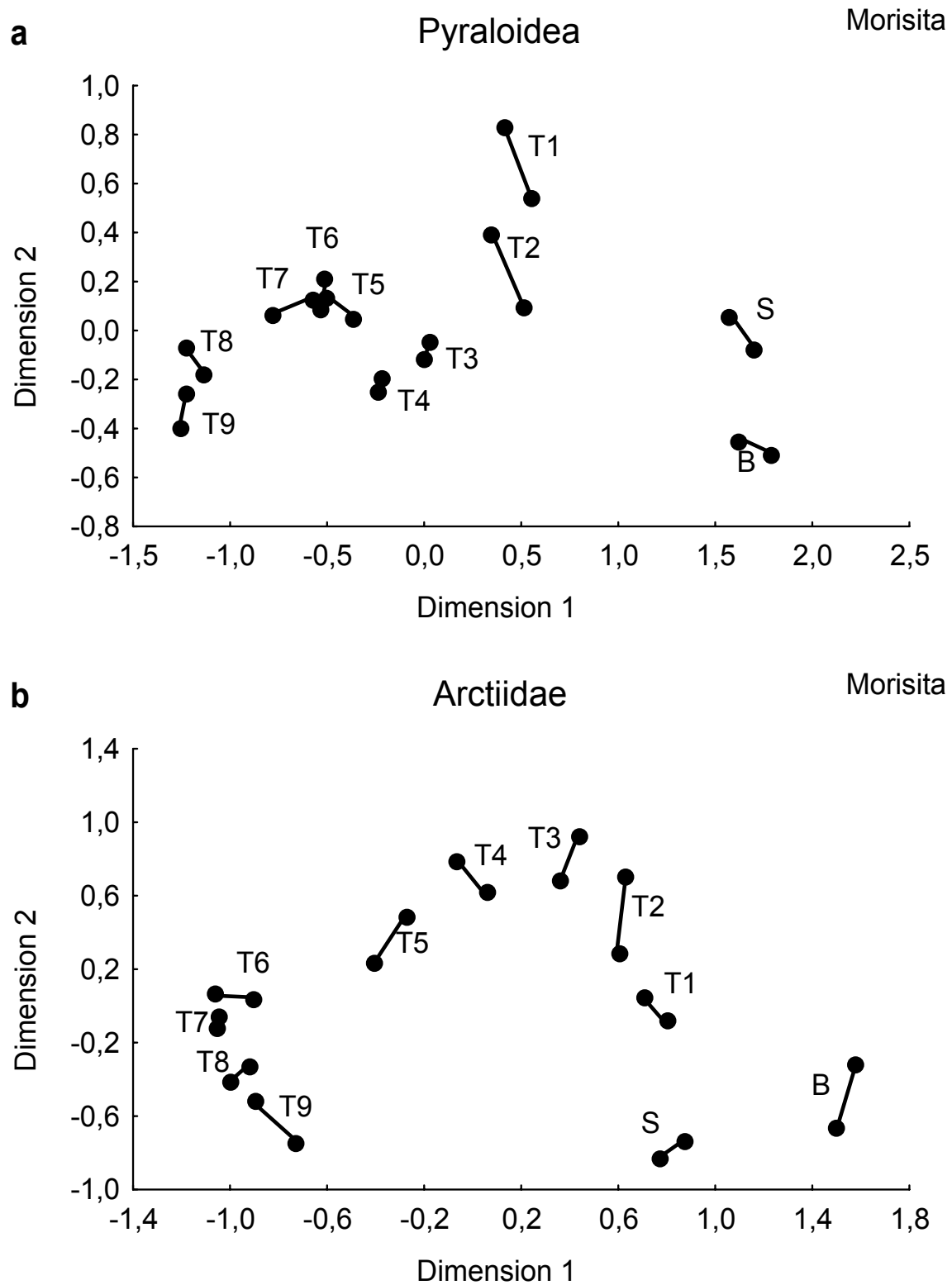
<b>Standort</b>	<b>ACE</b>	<b>Chao1 ± SD</b>	<b>Chao2 ± SD</b>	<b>MMMeans</b>
B1	130	125±38	190±76	237
B2	206	203±19	363±59	1324
S1	145	122±28	134±29	158
S2	102	92±20	101±21	139
T1-1	125	120±29	101±16	128
T2-1	183	177±65	177±57	135
T1-2	160	184±43	170±31	146
T2-2	127	98±17	124±29	122
T1-3	192	166±36	200±51	140
T2-3	106	124±44	102±23	89
T1-4	136	128±40	136±41	147
T2-4	97	108±27	136±40	121
T1-5	86	77±9	76±7	105
T2-5	108	79±16	75±14	87
T1-6	106	104±29	126±38	111
T2-6	164	132±44	198±96	228
T1-7	120	93±20	122±35	118
T2-7	105	92±25	105±31	117
T1-8	102	82±15	82±14	200
T1-9	226	347±248	236±94	174
T1-10	71	68±28	67±23	84
T1-11	103	109±58	164±116	119



**Abbildung 28** Hurlbert-Rarefaction-Kurven für die Pyraloidea (a) und die Arctiidae (b) an allen 22 Standorten des Höhengradienten. Eingezeichnet ist die Schwelle der größten gemeinsamen Individuenzahl aller Standorte (232 Individuen bei den Pyraloidea und 82 bei den Arctiidae).



**Abbildung 29** Multidimensionale Skalierung der Beta-Diversitätswerte (gemessen als Sørensen-Index) der Pyraloidea (a) und Arctiidae (b) im gesamten Höhengradienten. B = Bombuscaro, S = Alte Strasse, T1–T9 = neun Höhenstufen im Stationsgebiet der ECSF. Der Stress für die Ordinationen der Pyraloidea und Arctiidae beträgt jeweils 0,08.



**Abbildung 30** Multidimensionale Skalierung der Beta-Diversitätswerte (gemessen als Morisita-Index) der Pyraloidea (a) und Arctiidae (b) im gesamten Höhengradienten. B = Bombuscaro, S = Alte Strasse, T1–T9 = neun Höhenstufen im Stationsgebiet der ECSF. Der Stress für die Ordination der Pyraloidea beträgt 0,12 und der für die Arctiidae 0,08.

**Tabelle 28** Faktorladungen der 33 Strukturvariablen in den vier nach dem Scree-Test ausgewählten Hauptfaktoren. Markierte Variablen (\*) bestehen aus zusammengefassten und gemittelten Ausgangsvariablen. Markierte Ladungen (fett) haben eine Faktorladung von  $> 0,7$ . Die Faktorladung ist eine Korrelation der Faktoren mit den jeweiligen Ausgangsvariablen. Rohdaten aus Paulsch 2002 und Piechowski (pers. Mitt.).

Variablen	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
Bodendeckung	0,31	-0,22	-0,02	-0,07
Anzahl Bäume	<b>-0,86</b>	0,10	0,18	0,01
leptophylle Blattgröße	0,39	-0,62	0,20	0,25
Cyclanthaceae	<b>0,70</b>	-0,27	-0,07	-0,12
Bodenbromelien	<b>0,92</b>	-0,03	0,17	-0,04
einfache Blattform	-0,24	-0,22	<b>0,84</b>	-0,06
schmale Blattform	0,56	0,62	-0,03	-0,00
handförmige Blattform	0,35	0,60	-0,06	-0,13
Blattform mit Träufelspitze	-0,65	-0,03	0,23	-0,23
malakophylle Blattkonsistenz	<b>-0,89</b>	-0,12	0,14	0,14
semi-sklerophylle Blattkonsistenz	<b>0,83</b>	0,23	0,08	0,14
sklerophylle Blattkonsistenz	-0,03	-0,55	0,12	-0,06
semi-sukkulente Blattkonsistenz	<b>0,79</b>	-0,29	-0,05	0,03
nanophylle Blattgröße	0,38	0,09	0,04	0,65
nano-mikrophylle Blattgröße	0,67	-0,03	-0,03	0,13
mikrophylle Blattgröße	0,67	0,14	0,08	-0,42
mikro-mesophylle Blattgröße	-0,47	0,49	-0,07	0,16
mesophylle Blattgröße	-0,20	0,41	-0,02	-0,14
makrophylle Blattgröße	0,27	0,58	0,45	-0,12
megaphylle Blattgröße	-0,26	-0,08	<b>-0,77</b>	0,07
Moose *	0,30	-0,06	<b>0,79</b>	-0,17
Farne *	-0,46	0,06	0,69	0,07
Aronstabgewächse *	0,11	0,02	0,26	-0,66
bartähnliche Flechten	<b>0,88</b>	-0,10	0,17	0,02
Krustenflechten	<b>0,71</b>	0,03	0,47	-0,02
blattförmige Flechten	0,63	0,03	0,25	0,56
genereller Epiphytenbewuchs *	0,41	0,23	0,38	0,31
epiphytische Bromelien *	0,61	0,04	0,09	-0,58
epiphytische Orchideen *	0,38	0,23	0,39	-0,55
Kletterpflanzen *	-0,32	<b>0,73</b>	0,32	0,01
Bambus *	-0,14	<b>0,89</b>	0,07	0,13
Baumfarne	0,07	<b>0,88</b>	0,12	0,06
Palmen	0,34	-0,07	-0,61	0,09

**Tabelle 29** Faktorwerte der 4 Faktoren, die nach einer Hauptkomponentenanalyse aus dem Waldstrukturdatensatz extrahiert wurden. Diese Faktorwerte wurden für die Berechnung der multiplen Regression in Kapitel 4.7 verwendet.

<b>Standorte</b>	<b>eigene</b>	<b>Faktor 1</b>	<b>Faktor 2</b>	<b>Faktor 3</b>	<b>Faktor 4</b>
<b>A. Paulsch</b>	<b>Standorte</b>				
daniel30	b1	-1,59	-1,08	0,81	-0,27
daniel10	b2	-1,33	-0,75	0,14	-1,29
N7	t1-2	-1,29	0,06	-1,78	0,39
N25	t2-2	-0,82	0,09	-0,69	-0,09
N68	t1-3	-1,20	-0,16	-0,81	-0,11
N107	t2-3	-1,25	0,21	0,82	0,36
N92	t1-4	0,79	1,55	0,20	-,42
N137	t2-4	-0,52	0,95	0,85	0,66
N84	t1-5	0,56	0,85	0,92	1,14
N138	t2-5	1,01	0,48	-0,36	-2,52
N86	t1-6	0,71	0,09	0,15	-0,04
N117	t2-6	-0,28	1,86	1,26	0,50
N87	t1-7	0,87	-1,74	0,08	1,39
N116	t2-7	0,90	-1,21	0,24	-0,16
N88	t1-8	0,92	-1,49	1,08	0,77
N90	t1-9	0,85	-0,60	0,01	-1,48
N89	t1-10	0,90	0,48	-0,33	-0,13
N135	t1-11	0,76	0,40	-2,58	1,30



**Tabelle 30** Übersicht über alle 748 Arten der Pyraloidea mit der Verteilung der 10.344 Individuen auf die 22 Standorte des Höhengradienten. Die Arten wurden nach Unterfamilien systematisch sortiert und die Gattungen folgen alphabetisch. In der ersten Spalte findet sich die Taxonnummer (TN), die mit der Arbeitsnummer in der Datenbank übereinstimmt. B = Bombuscaro, S = Alte Strasse, T1–T9 = neun Höhenstufen im Stationsgebiet der ECSF.

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11		
Crambidae																										
Crambinae																										
63	<i>Argyria</i>	<i>mesodonta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	6	2	-	1	-		
62	<i>Argyria</i>	sp01	1	-	-	-	1	8	-	-	2	-	3	1	58	2	17	10	6	-	1	-	2	-		
61	<i>Argyria</i>	sp02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	2	7	1	4	5	-	2	5		
544	<i>Argyria</i>	sp03	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
548	<i>Chilo</i>	sp01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-		
98	<i>Chilo</i>	sp02	-	-	-	-	1	-	-	-	1	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
97	<i>Chilo</i>	sp03	1	5	-	1	5	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
157	cram01		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
813	cram02		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
811	cram04		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
235	cram05		2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
622	cram06		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
451	cram07		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	1	-	-	-	-	4	-	-		
812	cram08		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
156	cram09		-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
100	cram10		-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	6	-	-	1	1	-	-	1	-		
158	cram11		-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
365	cram12		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
450	cram13		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	1	-	-	-		
424	cram14		8	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
155	cram15		-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
366	cram16		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
159	cram17		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
316	cram18		-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
273	cram19		45	25	152	53	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
231	cram20		-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
230	cram21		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	8	-	4	1	1	-	-	-	-	-		
160	cram22		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
154	<i>Crambus</i>	sp01	-	-	-	-	-	1	4	-	1	-	4	-	2	-	-	-	2	-	-	3	-	-		
609	<i>Diatraea</i>	<i>lineolata</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
72	<i>Erupa</i>	c.f. <i>argenteilinea</i>	-	-	-	-	5	2	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-		
88	<i>Micrelephas</i>	<i>crassipalpis</i>	-	1	-	-	1	2	1	-	1	-	1	1	7	4	1	3	-	-	-	-	-	-		
435	<i>Micrelephas</i>	<i>sp01</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
89	<i>Micrelephas</i>	<i>sp02</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	1	2	1	-	-	-		

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11		
90	<i>Microlephas</i>	<i>sp03</i>	-	-	-	-	-	1	-	1	1	-	2	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-		
Schoenobiinae																										
93	schoen01		-	-	-	-	4	8	14	42	9	24	3	4	1	6	-	-	-	-	-	-	-	-		
95	schoen02		-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
96	schoen03		-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	2	2	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-		
469	schoen04		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
786	schoen05		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Cybalomiinae																										
219	cyb01		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
434	cyb02		2	1	-	1	-	1	1	-	6	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
489	cyb03		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Glaphyriinae																										
217	<i>Aethiophysa</i>	<i>sp01</i>	3	9	-	1	3	1	3	1	3	1	-	-	1	-	1	1	1	2	-	-	-	-		
136	<i>Eupoca</i>	<i>bifascialis</i>	12	13	1	1	6	10	16	2	2	3	4	4	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
7	gla01		-	1	-	-	-	2	3	-	5	-	-	-	3	8	5	1	1	-	-	-	-	-		
9	gla02		-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
10	gla03		-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	1	-	-	-	-	-		
514	gla04		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
785	gla05		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-		
228	<i>Psephis</i>	<i>myrmidonalis</i>	-	1	-	-	-	3	3	-	-	2	-	-	2	2	-	-	1	-	-	-	-	-		
Scopariinae																										
770	<i>Eudonia</i>	<i>sp01</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	25	23	98		
775	<i>Eudonia</i>	<i>sp02</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	19		
315	scop01		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-		
505	scop02		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
506	scop03		-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
507	scop04		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
508	scop05		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
509	scop06		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	3	-	-	1		
511	scop07		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
512	scop08		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
766	scop09		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	3	4	17		
767	scop10		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	8	1	3	3	11	1	37	32	21	148		
768	scop11		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	6	29	77		
769	scop12		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	10	15		
771	scop13		-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
772	scop14		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	3		
773	scop15		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1		
774	scop16		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-		

[illegible]

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11	
576	<i>Petrophila</i>	sp02	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
575	<i>Petrophila</i>	sp03	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
572	<i>Petrophila</i>	sp04	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
331	<i>Petrophila</i>	sp05	-	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
332	<i>Petrophila</i>	sp06	71	21	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
180	<i>Petrophila</i>	sp07	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
764	<i>Petrophila</i>	sp08	1	4	-	-	4	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
765	<i>Petrophila</i>	sp09	1	-	1	1	4	15	2	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	
329	<i>Petrophila</i>	sp10	1	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
328	<i>Petrophila</i>	sp11	3	2	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
327	<i>Petrophila</i>	sp12	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
326	<i>Petrophila</i>	sp13	7	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
1	<i>Petrophila</i>	sp14	-	-	-	-	11	8	15	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
6	<i>Petrophila</i>	sp15	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
2	<i>Petrophila</i>	sp16	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	
3	<i>Petrophila</i>	sp17	-	-	-	-	2	4	2	1	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	-	-	-	1	
4	<i>Petrophila</i>	sp18	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
518	<i>Petrophila</i>	sp19	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
5	<i>Petrophila</i>	sp20	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Odontiinae																									
60	<i>Cliniodes</i>	c.f. <i>saburralis</i>	-	-	-	1	1	-	8	-	1	-	1	2	2	4	7	10	3	10	-	-	-	-	
279	<i>Cliniodes</i>	sp01	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	4	4	4	3	12	
59	<i>Cliniodes</i>	sp02	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	2	2	17	8	40	56	19	57	1	-	3	-	
113		odo01	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
500		odo02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
502		odo03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Evergestinae																									
69	<i>Trischistognatha</i>	<i>palindalis</i>	-	5	2	1	-	-	1	1	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	2	1	-	
112	<i>Trischistognatha</i>	sp01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
Pyraustinae																									
466	<i>Agathodes</i>	<i>designalis</i>	1	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
210	<i>Anania</i>	sp01	-	-	-	-	1	-	1	-	-	1	-	1	1	2	3	1	4	4	-	1	-	-	
399	<i>Anania</i>	sp02	2	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	2	2	
436	<i>Anarmodia</i>	<i>arcadiusalis</i>	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
35	<i>Anarmodia</i>	c.f. <i>lojalis</i>	1	2	1	1	112	101	6	-	4	5	4	10	9	22	14	15	6	26	7	3	4	1	
40	<i>Anarmodia</i>	sp01	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	
250	<i>Anarmodia</i>	sp02	-	-	-	-	-	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	
39	<i>Anarmodia</i>	sp03	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
438	<i>Anarmodia</i>	sp04	4	50	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
437	<i>Anarmodia</i>	sp05	-	2	-	-	7	1	1	-	2	1	-	-	-	3	3	4	4	-	1	3	1	2	
625	<i>Apogeshna</i>	<i>stenialis</i>	2	7	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
255	<i>Ategumia</i>	<i>matutinalis</i>	1	5	-	1	-	4	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

[illegible]

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11
214	<i>Diaphania</i>	<i>taenialis</i>	2	14	6	2	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
319	<i>Diasemiodes</i>	sp01	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
737	<i>Eulepte</i>	sp01	3	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
271	<i>Glyphodes</i>	<i>extorris</i>	-	3	3	9	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
270	<i>Glyphodes</i>	<i>grandisalis</i>	1	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
369	<i>Glyphodes</i>	<i>rubrocinctalis</i>	3	6	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
215	<i>Glyphodes</i>	<i>serosalis</i>	-	-	-	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
281	<i>Glyphodes</i>	<i>sibillalis</i>	2	8	33	13	-	-	2	2	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
476	<i>Glyphodes</i>	sp01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	3
370	<i>Goniorhynchus</i>	<i>salaconalis</i>	7	6	-	-	1	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
472	<i>Gonocausta</i>	sp01	-	5	2	2	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
444	<i>Gonocausta</i>	<i>zephyralis</i>	1	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
403	<i>Herpetogramma</i>	c.f. <i>infuscalis</i>	1	6	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
300	<i>Herpetogramma</i>	sp01	-	-	7	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
415	<i>Herpetogramma</i>	sp02	-	2	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
278	<i>Herpteogramma</i>	sp03	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
277	<i>Herpteogramma</i>	sp04	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
289	<i>Hoterodes</i>	<i>ausonia</i>	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
212	<i>Hyalea</i>	sp01	1	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
109	<i>Hymenia</i>	<i>perspectalis</i>	14	10	20	18	1	-	3	3	5	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	1	3	1
698	<i>Leucochromodes</i>	<i>saltigalis</i>	1	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
545	<i>Lineodes</i>	sp01	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
477	<i>Lygropia</i>	sp01	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
266	<i>Maruca</i>	<i>vitrata</i>	1	4	6	6	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
209	<i>Megaphysa</i>	<i>herbiferalis</i>	1	2	-	-	6	6	1	2	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-
269	<i>Microthyris</i>	<i>anormalis</i>	10	24	6	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
272	<i>Microthyris</i>	sp01																						

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11
736	<i>Polygrammodes</i>	<i>ostrealis</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
734	<i>Polygrammodes</i>	sp01	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
276	<i>Prenesta</i>	<i>latifascialis</i>	11	18	7	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
373	<i>Prenesta</i>	<i>scyllalis</i>	1	3	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
452	<i>Prenesta</i>	sp01	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
375	<i>Psara</i>	<i>dryalis</i>	3	9	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17	pyrau001		-	-	3	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18	pyrau002		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	-
19	pyrau003		-	1	-	-	-	-	-	1	3	2	-	1	-	4	1	2	2	2	-	-	-	-
20	pyrau004		-	-	-	-	1	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	1	-	2	-	-	1	2
25	pyrau005		-	-	1	-	1	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	pyrau006		-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-	3	1	-	-	-	-
27	pyrau007		-	6	18	13	-	-	1	1	1	-	1	-	1	1	2	-	2	-	-	-	-	-
33	pyrau008		-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
34	pyrau009		-	-	-	-	-	-	3	-	3	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
36	pyrau010		1	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-
37	pyrau011		-	1	2	3	23	4	-	-	-	1	-	-	3	2	18	4	2	4	5	6	3	2
41	pyrau012		-	-	-	-	-	-	5	-	1	1	-	-	5	6	63	36	131	88	9	10	5	4
42	pyrau013		-	-	-	-	-	5	3	-	-	-	-	1	30	34	86	117	164	172	15	13	3	5
46	pyrau014		-	2	-	-	-	-	1	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
47	pyrau015		-	-	-	-	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
48	pyrau016		7	5	1	-	5	1	12	-	7	2	-	1	4	1	6	1	6	-	12	12	3	6
49	pyrau017		-	-	-	-	-	-	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
50	pyrau018		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	-
52	pyrau019		-	-	-	-	1	-	5	1	3	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
53	pyrau020		1	1	-	-	2	-	5	7	3	8	3	9	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-
54	pyrau021		3	7	-	-	-	-	2	1	-	-	1	-	2	1	2	4	1	2	-	-	-	-
55	pyrau022		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
64	pyrau023		-	-	-	-	-	-	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
65	pyrau024		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	1	-	-
66	pyrau025		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
67	pyrau026		-	-	-	-	-	-	4	2	2	3	4	4	7	4	1	2	-	1	1	-	-	-
79	pyrau027		1	10	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
82	pyrau028		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	2	-	-	-	2
83	pyrau029		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
87	pyrau030		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
102	pyrau031		-	1	-	-	-	2	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
103	pyrau032		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
104	pyrau033		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-
105	pyrau034		-	-	-	-	-	-	2	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
106	pyrau035		-	3	-	-	-	1	1	3	28	47	28	40	42	24	12	6	2	-	-	-	-	-
116	pyrau036		-	1	6	8	3	1	5	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
117	pyrau037		-	1	2	-	-	-	6	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11
118	pyrau038		1	-	-	-	1	1	-	1	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
119	pyrau039		-	2	1	-	4	3	4	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
120	pyrau040		1	-	2	3	-	-	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
121	pyrau041		-	-	-	-	5	5	14	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
124	pyrau042		-	-	-	1	6	5	21	37	3	10	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
125	pyrau043		-	-	-	-	1	-	1	-	5	5	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
126	pyrau044		-	-	-	-	-	1	1	1	21	2	33	17	18	18	7	16	18	11	12	12	13	13
127	pyrau045		-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	1	-	-	2	1	-	-	-	2	-	2	2
128	pyrau046		-	-	-	-	-	1	-	2	2	11	11	8	8	2	6	3	-	-	-	-	-	-
129	pyrau047		-	1	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
130	pyrau048		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	2	1	5	3	6	2	6	9	4	5	6
131	pyrau049		-	-	-	-	-	-	-	1	1	2	4	4	1	5	-	3	-	1	1	2	5	2
132	pyrau050		-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-	2	-	-	-	1	2	3	4	4
133	pyrau051		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
134	pyrau052		-	1	6	5	1	-	7	13	13	3	8	3	5	6	2	3	1	2	-	-	2	-
164	pyrau053		1	2	-	-	-	1	-	-	2	4	7	31	20	24	75	68	83	4	2	-	1	-
165	pyrau054		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
167	pyrau055		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
168	pyrau056		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	9	3	6	6	12	21	-	2	-	-
169	pyrau057		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
170	pyrau058		-	-	-	-	1	-	-	-	8	4	-	2	-	5	-	3	-	1	1	1	-	-
171	pyrau059		-	1	-	-	-	1	-	3	1	2	1	-	-	-	1	2	1	-	-	-	-	-
172	pyrau060		-	3	3	1	-	-	-	3	1	3	3	-	1	1	1	2	1	2	-	-	-	-
173	pyrau061		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	5	1	3	7	3	10	4	3	7	3
174	pyrau062		-	-	-	-	-	1	2	1	5	4	2	18	10	10	5	3	6	3	11	6	5	6
175	pyrau063		-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	1	5	4	8	18	9	19	4	3	-	6
176	pyrau064		-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
177	pyrau065		-	-	-	-	-	2	5	1	2	1	2	3	-	3	7	1	1	-	-	-	-	-
178	pyrau066		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2	1	2	-	-	2	3
179	pyrau067		-	-	2	-	5	1	5	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
183	pyrau068		3	7	1	7	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
184	pyrau069		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	1	1	-	2	-	-	-	-
186	pyrau070		-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2	-	1	1	-	-	-	-	-
192	pyrau071		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
193	pyrau072		1	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
195	pyrau073		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
196	pyrau074		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-
197	pyrau075		-	1	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
202	pyrau076		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2	1	2	-
203	pyrau077		-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
204	pyrau078		-	1	2	-	1	-	7	1	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-
206	pyrau079		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	5	7	18	17	23	32
207	pyrau080		-	3	1	1	-	1	-	1	-	1	-	-	1	-	1	-	1	-	-	-	-	-



[illegible]

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11
335	pyrau124		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
337	pyrau125		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
338	pyrau126		8	14	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
339	pyrau127		3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
343	pyrau128		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
344	pyrau129		1	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
345	pyrau130		3	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
346	pyrau131		4	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
349	pyrau132		-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
358	pyrau133		4	6	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
372	pyrau134		4	4	5	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
376	pyrau135		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
381	pyrau136		12	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
382	pyrau137		1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
385	pyrau138		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
387	pyrau139		2	3	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
390	pyrau140		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
391	pyrau141		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
392	pyrau142		1	8	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
393	pyrau143		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
394	pyrau144		1	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
395	pyrau145		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
396	pyrau146		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
400	pyrau147		-	12	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
401	pyrau148		4	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
402	pyrau149		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
404	pyrau150		2	17	7	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
405	pyrau151		1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
406	pyrau152		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
407	pyrau153		7	22	10	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
408	pyrau154		5	3	1	4	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
410	pyrau155		3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
411	pyrau156		-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
413	pyrau157		1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
414	pyrau158		1	8	4	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
416	pyrau159		-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
418	pyrau160		-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
419	pyrau161		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
420	pyrau162		-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
421	pyrau163		4	12	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
422	pyrau164		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
425	pyrau165		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
426	pyrau166		-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11
427	pyrau167		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
428	pyrau168		1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
429	pyrau169		-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
431	pyrau170		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
441	pyrau171		4	6	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
443	pyrau172		3	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
445	pyrau173		-	-	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
446	pyrau174		1	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
447	pyrau175		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
454	pyrau176		-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
455	pyrau177		2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
459	pyrau178		-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
460	pyrau179		1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
461	pyrau180		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
462	pyrau181		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
463	pyrau182		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
464	pyrau183		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
465	pyrau184		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
467	pyrau185		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
468	pyrau186		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
470	pyrau187		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
471	pyrau188		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
473	pyrau189		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
478	pyrau190		-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
481	pyrau191		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
486	pyrau192		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
487	pyrau193		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
488	pyrau194		-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
490	pyrau195		-	1	3	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
491	pyrau196		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
494	pyrau197		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
495	pyrau198		-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
496	pyrau199		-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
497	pyrau200		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
498	pyrau201		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4	15	17	12
499	pyrau202		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
513	pyrau203		-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
519	pyrau204		-	1	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
520	pyrau205		-	2	1	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
521	pyrau206		1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
522	pyrau207		1	-	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
524	pyrau208		1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
527	pyrau209		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11
528	pyrau210		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
531	pyrau211		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
532	pyrau212		-	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
533	pyrau213		1	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
534	pyrau214		-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
535	pyrau215		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	4	7
536	pyrau216		-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
537	pyrau217		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
538	pyrau218		1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
539	pyrau219		1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
540	pyrau220		5	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
541	pyrau221		-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
542	pyrau222		-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
547	pyrau223		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
550	pyrau224		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
551	pyrau225		-	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
552	pyrau226		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
553	pyrau227		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
555	pyrau228		3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
556	pyrau229		4	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
558	pyrau230		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
560	pyrau231		2	5	3	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
561	pyrau232		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
563	pyrau233		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
564	pyrau234		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
565	pyrau235		3	1	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
566	pyrau236		-	-	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
567	pyrau237		1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
568	pyrau238		-	-	3	-																		

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11
595	pyrau253		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
596	pyrau254		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
597	pyrau255		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
598	pyrau256		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
600	pyrau258		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
601	pyrau259		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
602	pyrau260		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
603	pyrau261		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
604	pyrau262		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
607	pyrau263		2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
608	pyrau264		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
611	pyrau265		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
612	pyrau266		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
613	pyrau267		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
614	pyrau268		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
615	pyrau269		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
616	pyrau270		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
617	pyrau271		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
618	pyrau272		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
619	pyrau273		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
620	pyrau274		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
624	pyrau275		-	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
629	pyrau276		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
630	pyrau277		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	5	11	7
631	pyrau278		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
632	pyrau279		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
633	pyrau280		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
634	pyrau281		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
635	pyrau282		-	-	-	2	-	-																

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11
654	pyrau297		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
657	pyrau298		-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
658	pyrau299		3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
659	pyrau300		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
660	pyrau301		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
661	pyrau302		1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
662	pyrau303		3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
663	pyrau304		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
664	pyrau305		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
665	pyrau306		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
666	pyrau307		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
667	pyrau308		3	6	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
668	pyrau309		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
669	pyrau310		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
670	pyrau311		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
671	pyrau312		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
672	pyrau313		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
673	pyrau314		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
674	pyrau315		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
686	pyrau316		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
687	pyrau317		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	2
688	pyrau318		1	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
693	pyrau319		-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
694	pyrau320		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
695	pyrau321		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
697	pyrau322		1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
699	pyrau323		1	-	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
702	pyrau324		-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
709	pyrau325		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
716	pyrau326		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
717	pyrau327		-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
718	pyrau328		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
719	pyrau329		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
729	pyrau330		-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
730	pyrau331		1	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
732	pyrau332		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
733	pyrau333		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
735	pyrau334		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
738	pyrau335		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
739	pyrau336		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
744	pyrau337		-	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
745	pyrau338		-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
746	pyrau339		1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11
747	pyrau340		-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
749	pyrau342		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
751	pyrau343		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
759	pyrau344		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
760	pyrau345		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
761	pyrau346		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
762	pyrau347		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
763	pyrau348		-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
777	pyrau349		-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
778	pyrau350		3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
782	pyrau351		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-
783	pyrau352		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
788	pyrau353		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
789	pyrau354		1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
790	pyrau355		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
791	pyrau356		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
796	pyrau357		-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
797	pyrau358		-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
801	pyrau359		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
802	pyrau360		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
806	pyrau361		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
807	pyrau362		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
808	pyrau363		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
809	pyrau364		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
810	pyrau365		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
815	pyrau366		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	1
816	pyrau367		-	-	-	-	1	-	-	-	4	-	1	-	3	-	-	-	-	6	2	3	2	1
817	pyrau368		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
377	<i>Pyrausta</i>	sp01	3	-	7																			

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11	
101	<i>Samea</i>	sp01	-	-	2	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
38	<i>Sparagmia</i>	<i>gonoptera</i>	2	4	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	
110	<i>Spoladea</i>	<i>recurvalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	
482	<i>Syllepis</i>	<i>latimarginalis</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
123	<i>Syllepis</i>	<i>semifuneralis</i>	-	-	-	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
379	<i>Syllepis</i>	sp01	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
234	<i>Synclera</i>	sp01	4	4	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
280	<i>Trichaea</i>	<i>pilicornis</i>	2	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
347	<i>Trichaea</i>	sp01	9	32	10	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
731	<i>Trichaea</i>	sp02	2	21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
689	<i>Trithyris</i>	<i>flavifimbria</i>	3	4	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
188	<i>Triuncidia</i>	<i>ossealis</i>	1	3	20	14	1	3	7	5	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
51	<i>Triuncidia</i>	sp01	3	2	-	-	1	5	3	-	3	2	2	3	-	-	1	1	1	2	-	1	-	1	
361	<i>Udea</i>	<i>angustalis</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
225	<i>Udea</i>	<i>annectans</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
223	<i>Udea</i>	sp01	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	1	6	3	6	4	8	6	3	2	-	3	
748	<i>Udea</i>	sp02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	
700	<i>Udea</i>	sp03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	
111	<i>Zenamorpha</i>	<i>discophoralis</i>	3	6	2	-	-	-	7	2	1	-	1	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Pyralidae																									
Pyralinae																									
190	<i>Catocrocis</i>	<i>lithosialis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
776	<i>Dolichomia</i>	sp01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
701	<i>Dolichomia</i>	sp02	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
479	<i>Dolichomia</i>	sp03	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Chrysauginae																									
754	<i>Caphys</i>	sp01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4	
503	<i>Caphys</i>	sp02	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	
163	<i>Caphys</i>	sp03	-	-	-	-	-	1	-	1	-	3	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
753	<i>Caphys</i>	sp04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	4	
758	<i>Caphys</i>	sp05	-	-	-	-	-	-	-	1	2	7	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
143	<i>Caphys</i>	sp06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	-	
752	<i>Caphys</i>	sp07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	3	1	
755	chrys01		-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
756	chrys02		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
757	chrys03		-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
794	chrys04		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
795	chrys05		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Galleriinae																									
135	gall01		-	-	-	-	-	-	1	-	10	6	27	6	8	5	2	6	5	2	1	8	6	12	
137	gall02		-	-	-	-	-	-	1	1	-	3	1	3	2	1	1	-	-	5	-	1	-	-	



TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11	
138	gall03		-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
162	gall04		-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
189	gall05		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
504	gall06		-	-	-	-	-	-	-	1	-	7	17	8	2	3	-	-	-	1	-	1	-	-	-
610	gall07		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
742	gall08		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
792	gall09		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	
793	gall10		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Epipaschiinae																									
70	epi01		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	
73	epi02		-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2	1	4	-	1	-	-	-	-	
74	epi03		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	1	-	-	-	-	-	
75	epi04		-	1	-	-	-	-	6	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
76	epi05		-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	1	-	1	1	-	-	-	-	-	
77	epi06		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
78	epi07		-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
284	epi08		-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
322	epi09		-	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
357	epi10		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
374	epi11		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
483	epi12		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
484	epi13		-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
485	epi14		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
501	epi15		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
605	epi16		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
740	epi17		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
741	epi18		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Phycitinae																									
68	phy01		-	-	-	-	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
139	phy02		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	
140	phy03		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	
141	phy04		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
142	phy05		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	
144	phy06		-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	
145	phy07		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	
146	phy08		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
147	phy09		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
148	phy10		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	
149	phy11		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	
150	phy12		-	-	-	-	1	-	5	-	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
151	phy13		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
152	phy14		-	3	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
153	phy15		-	1	-	-	-	-	-	-	1	2	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

[illegible]

[illegible]

**Tabelle 31** Übersicht über alle 415 Arten der Arctiidae mit der Verteilung der 1.163 Individuen auf die 22 Standorte des Höhengradienten. Die Arten wurden nach Unterfamilien bzw. Triben systematisch sortiert und die Gattungen folgen alphabetisch. In der ersten Spalte findet sich die Taxonnummer (TN), die mit der Arbeitsnummer in der Datenbank übereinstimmt. B = Bombuscaro, S = Alte Strasse, T1–T9 = neun Höhenstufen im Stationsgebiet der ECSF.

[illegible]

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11
327	litho01		-	1	1	1	-	-	1	2	3	1	7	22	43	1	11	-	-	-	-	-	-	-
263	litho02		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
265	litho03		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
266	litho04		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
267	litho05		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1	3	-	5	2	-	-	1	1	-	-
268	litho06		-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
270	litho07		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
272	litho08		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
316	litho09		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	-	-
322	litho10		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	4	5
341	litho11		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
326	litho12		-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	1	-	-	1	-	-	-	-
254	litho13		-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
328	litho14		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2	-	4	1	-	1	-	1	-	-
47	litho15		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
331	litho16		-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	2	4	2	2	4	1	4	4	1	1	-	-
388	litho17		1	-	-	-	-	-	1	-	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
333	litho18		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
336	litho19		-	2	-	-	1	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
337	litho20		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
339	litho21		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
340	litho22		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
324	litho23		-	-	-	-	-	1	1	-	-	2	2	3	7	2	8	3	5	5	2	-	-	-
197	litho24		-	1	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
48	litho25		-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
49	litho26		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
50	litho27		-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
51	litho28		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	5	1	1	-	-	-	-	-
54	litho29		-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
55	litho30		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
57	litho31		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
58	litho32		-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
194	litho33		-	-	-	-	1	2	11	12	-	4	2	3	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-
260	litho34		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
196	litho35		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	1
255	litho36		-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
199	litho37		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
200	litho38		-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
201	litho39		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	1	1	2
202	litho40		-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
203	litho41		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
204	litho42		-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-
205	litho43		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11
206	litho44		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
223	litho45		-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
332	litho46		-	-	-	-	1	-	3	2	26	1	13	4	20	-	1	-	1	-	-	-	-	-
195	litho47		-	-	-	-	6	1	6	10	-	7	4	4	2	3	-	1	-	-	-	-	-	-
375	litho48		-	-	1	1	-	1	4	-	8	3	5	3	11	2	9	5	14	7	-	1	1	-
362	litho49		1	-	-	-	3	6	2	-	2	-	4	3	14	10	15	6	10	-	1	-	-	-
363	litho50		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
364	litho51		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
365	litho52		-	-	-	-	-	-	-	-	17	2	3	5	22	6	5	2	6	5	2	-	-	-
366	litho53		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-
367	litho54		-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-	2	1	1	1	2	4	-	-	-
368	litho55		1	1	1	3	2	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
369	litho56		-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-
370	litho57		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	1
371	litho58		5	3	4	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
372	litho59		1	-	1	-	-	-	1	-	1	-	1	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-
359	litho60		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
374	litho61		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
361	litho62		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	5
376	litho63		2	2	1	-	3	-	5	-	7	3	3	2	2	1	2	1	2	4	-	-	-	-
377	litho64		1	-	2	2	5	3	6	-	8	1	-	2	3	2	5	1	2	1	2	1	-	1
378	litho65		-	3	1	8	3	1	3	1	-	2	1	-	3	-	3	-	2	1	2	1	4	1
379	litho66		1	12	-	3	-	-	-	-	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
380	litho67		-	1	-	1	10	18	18	5	20	4	5	4	4	1	2	-	-	-	-	-	-	-
381	litho68		-	-	-	-	2	1	1	6	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-
382	litho69		-	4	2	2	1	1	3	1	1	-	-	-	2	-	3	1	4	5	10	7	13	25
383	litho70		-	-	2	5	2	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
384</																								

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11	
127	arc04		3	43	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
999	arc05		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
128	arc06		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
396	arc07		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
136	arc08		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
160	arc09		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	1	-	
190	arc10		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
109	arc11		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
81	arc12		-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
60	arc13		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
44	arc14		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
998	arc15		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
997	arc16		-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
996	arc17		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
995	arc18		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
40	arc19		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Arctiini																									
52	Chlorhoda	metamelaena	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
168	Hypercompe	magdalенаe	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
247	Hypercompe	nemophila	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
244	Hypercompe	sp01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	
242	Palaeomolis	palmeri	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	
248	Palaeomolis	sp01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	
Pericopini																									
395	Chetone	histrion	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
286	Dysschema	c.f. cerialis	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
290	Dysschema	c.f. hypoxantha	2	5	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
285	Dysschema	c.f. marginalis	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
289	Dysschema	c.f. palmeri	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
287	Dysschema	imitata	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
293	Dysschema	joiceyi	-	3	4	2	2	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	
291	Dysschema	lycaste	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	
288	Dysschema	sp02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	
131	Hyalurga	urioides	-	1	-	2	3	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
142	Hypocrita	calida	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	
Phaegopterini																									
392	Aemilia	chelyum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	
187	Aemilia	mincosa	-	-	2	1	1	2	2	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	
294	Amastus	aconia	-	2	1	-	-	2	4	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	2	
154	Amastus	albipuncta	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
12	Amastus	c.f. coccinator	-	-	-	-	-	1	8	2	4	-	-	-	1	4	-	1	1	1	2	5	1	4	
134	Amastus	c.f.erganoides	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	1	3	1	

[illegible]

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11
129	<i>Elysius</i>	c.f. <i>superba</i>	1	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
394	<i>Elysius</i>	<i>conspersus</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
198	<i>Elysius</i>	<i>lavinia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	-	-	2	1	-	-	-	-
175	<i>Elysius</i>	<i>melanoplaga</i>	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
161	<i>Elysius</i>	sp01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
124	<i>Elysius</i>	<i>terra</i>	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
216	<i>Evius</i>	<i>cochenouri</i>	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	<i>Graphea</i>	<i>marmorea</i>	-	3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
295	<i>Haemaphysbiella</i>	<i>venata</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
137	<i>Halysidota</i>	c.f. <i>rindgei</i>	-	-	-	-	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
123	<i>Halysidota</i>	<i>humosa</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
176	<i>Halysidota</i>	<i>melaleuca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	1	-	-
192	<i>Halysidota</i>	<i>semibrunnea</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14	<i>Hemihyalea</i>	c.f. <i>fulvizonata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1
393	<i>Hyperthaema</i>	<i>sanguineata</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	1	2	-	1	2	2	1	-	1	-	1
28	<i>Hyponerita</i>	c.f. <i>tipolis</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
240	<i>Hyponerita</i>	c.f. <i>similis</i>	2	41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
243	<i>Hyponerita</i>	<i>persimilis</i>	1	8	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
42	<i>Hyponerita</i>	<i>rhodocraspis</i>	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
241	<i>Hyponerita</i>	sp01	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
82	<i>Ischnocampa</i>	c.f. <i>lugubris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
273	<i>Ischnocampa</i>	sp01	-	-	-	-	3	3	5	7	31	22	13	29	19	25	8	7	2	1	-	-	-	-
79	<i>Ischnocampa</i>	sp02	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	1	1	-	-
83	<i>Ischnocampa</i>	sp03	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
105	<i>Ischnocampa</i>	sp04	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	3	1	1	-	1	-	-	-	-	-	1
107	<i>Ischnocampa</i>	sp05	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4	2	5	2	1	-	-	2	-	-	-	-	



[illegible]

## Ctenuchini

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11	
211	cten03		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-
212	cten04		-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
214	cten05		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
217	cten06		-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
218	cten07		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
219	cten08		-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
220	cten09		-	3	9	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
222	cten10		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
226	cten11		1	11	3	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
227	cten12		-	12	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
245	cten13		-	4	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
246	cten14		-	1	-	-	1	-	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
250	cten15		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
251	cten16		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
252	cten17		2	7	2	-	4	9	2	1	1	-	1	-	11	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
253	cten18		-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
256	cten19		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
221	cten20		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
259	cten21		-	-	-	-	2	-	1	1	2	-	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
451	cten22		1	1	-	-	8	4	40	27	42	16	5	5	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-
304	cten24		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
470	cten25		-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
261	cten26		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
269	cten27		-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
271	cten28		-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
296	cten29		1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
300	cten31		-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
303	cten32		-	-	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
305	cten33		-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
306	cten34		12	41	1	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
307	cten35		-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
309	cten36		4	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
310	cten37		2	8	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
397	cten38		1	3	-	-	1	1	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
398	cten39		-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	3	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-
399	cten40		-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
302	cten41		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	1	2	-
453	Cyanopepla	sp02	-	-	-	-	-	2	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
249	Delphyre	c.f. discalis	1	9	1	4	2	5	8	4	6	4	1	3	1	5	-	2	1	-	2	1	-	-	-
454	Delphyre	tetilla	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
257	Dycladia	correbioides	1	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
464	Epidesma	trita	-	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
215	Epidesma	ursula	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11
209	<i>Episcepsis</i>	<i>c.f. dodaba</i>	1	6	-	-	1	3	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
165	<i>Eucereon</i>	<i>c.f. davidi</i>	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
16	<i>Eucereon</i>	<i>casca</i>	-	-	-	-	-	-	3	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19	<i>Eucereon</i>	<i>confine</i>	-	-	1	-	1	1	3	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
179	<i>Eucereon</i>	<i>consortum</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18	<i>Eucereon</i>	<i>davidi</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	3	2	4	4	-	3
95	<i>Eucereon</i>	<i>flavicaput</i>	-	1	-	-	-	-	1	-	-	4	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	<i>Eucereon</i>	<i>myrtusa</i>	-	-	-	1	-	-	9	3	3	-	-	-	-	2	2	-	1	-	-	-	1	-
103	<i>Eucereon</i>	sp01	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	8	1	5	2	-	1	1	1	-	1	-	1
102	<i>Eucereon</i>	sp02	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
101	<i>Eucereon</i>	sp03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
100	<i>Eucereon</i>	sp04	-	3	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
99	<i>Eucereon</i>	sp05	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
98	<i>Eucereon</i>	sp06	-	-	-	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
97	<i>Eucereon</i>	sp07	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
258	<i>Eucereon</i>	sp08	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
93	<i>Eucereon</i>	sp09	-	-	1	-	1	1	1	1	1	1	-	2	10	2	3	1	-	2	-	1	-	-
92	<i>Eucereon</i>	sp10	-	3	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
91	<i>Eucereon</i>	sp11	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
90	<i>Eucereon</i>	sp12	-	2	1	1	4	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
89	<i>Eucereon</i>	sp13	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
94	<i>Eucereon</i>	sp14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
166	<i>Eucereon</i>	sp15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
169	<i>Eucereon</i>	sp16	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
106	<i>Eucereon</i>	sp17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
104	<i>Eucereon</i>	<i>surcatum</i>	-	1	3	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17	<i>Eucereon</i>	<i>tigrata</i>	-	5	16	8	4	5	9	2	10	5	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
389	<i>Eucereon</i>	<i>varium</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20	<i>Eucereon</i>	<i>venosa</i>	4	17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
298	<i>Euclera</i>	<i>diversipennis</i>	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
458	<i>Eupyra</i>	<i>sages</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
455	<i>Gymnelia</i>	<i>lyrcea</i>	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
277	<i>Holophaea</i>	<i>endoleuca</i>	1	8	8	8	15	7	9	3	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23	<i>Hyaleucerea</i>	<i>costinotata</i>	-	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
96	<i>Hyaleucerea</i>	<i>gigantea</i>	-	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
465	<i>Isanthrene</i>	<i>basiferoides</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
412	<i>Mesothen</i>	<i>roseifemur</i>	17	89	2	3	11	9	7	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
213	<i>Mevania</i>	<i>basalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
456	<i>Mydropastea</i>	<i>cephalena</i>	-	-	-	-	1	1	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
466	<i>Mydropastea</i>	<i>sylva</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
457	<i>Napata</i>	<i>albiplaga</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
208	<i>Philoros</i>	<i>rubriceps</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
24	<i>Poliopastea</i>	<i>viridis</i>	-	2	2	-	-	2	-	-	2	-	-	-	1	-	1	-	1	-	-	1	-	-

TN	Gattung	Art	B1	B2	S1	S2	T1-1	T2-1	T1-2	T2-2	T1-3	T2-3	T1-4	T2-4	T1-5	T2-5	T1-6	T2-6	T1-7	T2-7	T1-8	T1-9	T1-10	T1-11
467	<i>Pseudohyaleucerea</i>	<i>vulnerata</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
299	<i>Rhynchopyga</i>	<i>elongata</i>	1	13	3	3	1	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
400	<i>Rhynchopyga</i>	<i>xanthospila</i>	-	-	-	-	1	-	3	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
468	<i>Tipulodes</i>	<i>rubriceps</i>	4	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

**Tabelle 32** Futterpflanzentabelle der neotropischen Pyraloidea, sortiert nach Familien, Unterfamilien und Gattungen, für die ein neotropischer Hinweis gefunden wurde. Reihenfolge der Unterfamilien nach Munroe *et al.* (1995), Reihenfolge der Gattungen innerhalb der Unterfamilien alphabetisch. Gab es keinen expliziten Nachweis aus der neotropischen Region, wurden bei Gattungen mit weiter Verbreitung bzw. für die Unterfamilien auch Informationen aus anderen Regionen mit aufgenommen. Gattungen mit schwarzem Balken vor dem Gattungsnamen wurden auch im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Bei einem Futterpflanzennachweis für eine Art aus dem Untersuchungsgebiet wurden zusätzlich Gattungs- und Artname fett gedruckt. Falls bekannt, wird die Strategie der Nahrungsaufnahme angegeben. Quellen: **final** (Holloway *et al.* 2001), **zool** (Kristensen & Skalski 1999), **host** (Robinson *et al.* 2001), **moa** (Common 1990), **janzen** (Janzen & Hallwachs 2001), **dan** (Palm 1986), **dzm** (Slamka 1997), **gbl** (Emmet 1979), **1** (Tokro & Saxena 1998), **2** (Kumar 1997), **3** (Souza *et al.* 2001), **4** (Rodriguez-del-Bosque *et al.* 1996), **5** (Meagher *et al.* 1996), **6** (Buckingham & Bennett 1989), **7** (Machuka *et al.* 1999), **8** (Medal *et al.* 1996), **9** (Diniz *et al.* 1999), **10** (Wheeler & Halpern 1999), **11** (Peña & Bennett 1995).

Taxon		Strategie	Pflanzenfam.	Pflanze	Nachweis	Quelle
<b>Crambidae</b>						
<b>Crambinae</b>						
	allgemein	Stammborher, Blattfresser, Wurzelborher	Poaceae, Bryophyta		weltweit	final, zool, dan
	<i>Argyria</i>	<i>lactella</i>	Fabales	<i>Phaseolus lunatus</i>	Puerto Rico	host
	<i>Argyria</i>	<i>divisella</i>	Fabales	<i>Glycine</i>	Guyana	host
	<i>Chilo</i>	spp. ( <i>partellus</i> , <i>suppressalis</i> )	Stammborher, Blattfresser	Poaceae <i>Saccharum</i> , <i>Zea mays</i> , <i>Sorghum</i> , <i>Triticum</i> , <i>Oryza</i>	weltweit	host, zool, 1, 2, moa
			Euphorbiaceae (?)	<i>Manihot</i>		host
	<i>Crambus</i>	spp.	Wurzelborher	Poaceae	nearktisch, paläarktisch	zool, host, dzm
	<i>Diatraea</i>	<i>saccharalis</i>	Stammborher	Poaceae <i>Saccharum</i>	Brasilien	3
	<i>Diatraea</i>	sp.	Stammborher	Poaceae <i>Oryza</i> , <i>Saccharum</i>		zool
	<i>Eoreuma</i>	<i>loftini</i>	Stammborher	Poaceae <i>Saccharum</i> , <i>Zea mays</i> , <i>Triticum</i>	Mexico	4, 5

<b>Taxon</b>		<b>Strategie</b>	<b>Pflanzenfam.</b>	<b>Pflanze</b>	<b>Nachweis</b>	<b>Quelle</b>
<b>Schoenobiinae</b>						
allgemein		Stammborher	Monocotyledonae, Poaceae	<i>Oryza</i>	weltweit	fmal, zool, dan, dzm
<i>Rupela</i>	sp.	Stammborher	Poaceae	<i>Oryza</i>		zool
<b>Cybalomiinae</b>						
allgemein		Fruchtborher, Blattfresser	Brassicaceae, Capparaceae		weltweit	fmal, zool, dzm
<b>Glaphyriinae</b>						
allgemein		Blattfresser	Brassicaceae, Capparaceae		haupts. neuweltlich	zool
		wenige als Parasit	Wespennester, Psychidenlarven			zool
<i>Hellula</i>	sp.	Blattfresser	Brassicaceae		Malaysia, Australien	fmal, moa
<b>Scopariinae</b>						
allgemein		Blattfresser, Wurzelfresser, Stammborher	Bryophyta, Pteridophyta, Lycopodiaceae		weltweit	fmal, zool, dan, dzm
<i>Eudonia</i>	sp.	Stammborher, Wurzelborher	Flechten, Bryophyta, Lycopodiaceae		weltweit	zool, host, gbl
<i>Scoparia</i>	sp.	Wurzelfresser	Asteraceae, Bryophyta, Flechten		weltweit	zool, dzm, gbl
<b>Musotiminae</b>						
allgemein		Blattfresser	Pteridophyta		pantropisch	fmal, zool
<i>Neurophyseta</i>	<i>clymenalis</i>		Cyatheaceae		Costa Rica	janzen
<b>Midilinae</b>						
<i>Cacographis</i>	<i>osteolalis</i>	Wurzelborher	Araceae	<i>Colocasia</i> , <i>Caladium</i>	neuweltlich, neotropisch	zool
<i>Eupastranaia</i>	<i>fenestrata</i>	Stammborher	Araceae	<i>Philodendron</i>	neuweltlich, neotropisch	zool

Taxon		Strategie	Pflanzenfam.	Pflanze	Nachweis	Quelle
<b>Nymphulinae</b>						
allgemein		Blattfresser	Algen, Detritus, Wasserpflanzen, Bryophyta		weltweit	final, zool, dzm
<b>Parapoynx</b>	<i>diminutalis</i>	Blattfresser	Hydrocharitaceae	<i>Hydrilla verticillata</i>	pantropisch	host, 6
			Poaceae (?)	<i>Oryza</i>	neotropisch	host
<i>Petrophila</i>	sp.		Algen, Plankton		nearktisch	host
<b>Odontiinae</b>						
allgemein		Blattfresser, Blütenfresser, Stammborher Minierer	Dicotyledonae		weltweit	zool, dzm
<i>Cliniodes</i>	<i>nomadalis</i>	Blattfresser	Thymelaeaceae		Costa Rica	janzen
<b>Evergestinae</b>						
allgemein		Blattfresser	Brassicaceae, Capparaceae		weltweit	zool
<i>Trischistognatha</i>	<i>pyrenealis</i>		Euphorbiaceae	<i>Drypetes</i>	nearktisch	host
<b>Pyraustinae</b>						
<i>Achyra</i>	<i>affinitalis</i>	Blattfresser	Fabales Poaceae Asteraceae	<i>Medicago Zea mays Helianthus</i>	Australien	moa
<b>Agathodes</b>	<i>designalis</i>	Stammborher	Fabales	<i>Erythrina</i>		zool, host
<b>Anania</b>	spp.		Fabales Asteraceae  Lamiaceae	<i>Genista tinctoria Helianthus annuus Leucanthemum Teucrium scorodonia</i>	Britannien, Australien, orientalisch	host
<b>Anarmodia</b>	<i>nebulosalis</i>		Araliaceae	<i>Dendropanax arboreus</i>	Costa Rica	janzen
<b>Anarmodia</b>	<i>repandalis</i>		Araliaceae	<i>Oreopanax costaricensis</i>	Costa Rica	janzen
<b>Anarmodia</b>	sp.		Cucurbitaceae			host
<i>Antigastra</i>	<i>catalaunalis</i>	Blattfresser	Pedaliaceae	<i>Sesamum indicum</i>	Australien	moa
<i>Ategumia</i>	<i>lotanalis</i>	Blattroller	Melastomataceae	<i>Miconia argentea</i>	Costa Rica	janzen
<i>Ategumia</i>	<i>matutinalis</i>	Blattroller	Melastomataceae	<i>Clidemia octana,</i>	Costa Rica,	janzen,

Taxon		Strategie	Pflanzenfam.	Pflanze	Nachweis	Quelle
				<i>C. hista</i>	Trinidad & Tobago	host
<i>Ategumia</i>	sp.	Blattroller	Cyatheaceae	<i>Alsofila firma</i>	Costa Rica	janzen
<i>Azochis</i>	<i>cubanalisis</i>		Moraceae	<i>Ficus</i>	Kuba	host
<i>Azochis</i>	<i>gripusalis</i>		Moraceae	<i>Ficus carica</i>	Brasilien	host
<i>Azochis</i>	<i>rufidiscalis</i>		Moraceae	<i>Ficus stahlia</i>	Puerto Rico	host
<i>Blepharomastix</i>	sp.	Blattroller	Chenopodiaceae	<i>Chenopodium</i>	nearktisch	host
			Vitaceae	<i>Vitis vinifera</i>		zool
<i>Bocchoris</i>	<i>artificialis</i>		Vitaceae	<i>Cissus</i>	neotropisch	host
<i>Conchylodes</i>	<i>aquaticalis</i>		Sterculiaceae	<i>Helicteres baruensis</i>	Costa Rica	janzen
<i>Conchylodes</i>	<i>arcifera</i>	Blattroller	Asteraceae	<i>Verbesina gigantea</i>	Costa Rica	janzen
<i>Conchylodes</i>	<i>diphtheralis</i>		Boraginaceae	<i>Cordia</i>	Kuba	host
<i>Conchylodes</i>	<i>nolckenialis</i>	Blattroller	Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Costa Rica	janzen
<i>Conchylodes</i>	<i>ovulalis</i>		Asteraceae	<i>Parthenium hysterophorus</i> , <i>Baltimora recta</i>	Mexico, Costa Rica	host, janzen
<i>Conchylodes</i>	<i>platanalis</i>		Boraginaceae	<i>Cordia linnaei</i>	Costa Rica	janzen
<i>Conchylodes</i>	<i>salamisalis</i>		Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Costa Rica	janzen
<i>Desmia</i>	<i>funeralis</i>		Fabales	<i>Cercis chimensis</i>	neotropisch	host
			Vitaceae	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>		neuweltlich
<i>Desmia</i>	<i>julialis</i>	Blattroller	Rubiaceae	<i>Psychotria horizontalis</i>	Costa Rica	janzen
<i>Desmia</i>	<i>ploralis</i>	Blattroller	Rubiaceae	<i>Psychotria nervosa</i>	Costa Rica	janzen
<i>Desmia</i>	<i>tages</i>	Blattroller	Rubiaceae	<i>Psychotria</i> , <i>Hamelia patens</i>	nearktisch, Costa Rica	host, janzen
<i>Desmia</i>	<i>ufeus</i>	Blattroller	Vitaceae	<i>Ateleia herbert-smithii</i> , <i>Cissus rhombifolia</i> , <i>C. verticillata</i> , <i>pseudosicyoides</i> , <i>Vitis vinifera</i>	Kuba, Puerto Rico, Costa Rica	host, janzen
<i>Diacme</i>	<i>mopsalis</i>		Asteraceae	<i>Mikania micrantha</i>	Trinidad & Taobago	host
<i>Diaphania</i>	<i>costata</i>	Blattroller	Apocynaceae	<i>Rauwolfia nitida</i> , <i>R. tetraphylla</i> , <i>Stemmadenia obovata</i>	Puerto Rico, Costa Rica	host, janzen
			Fabales	<i>Vigna adenatha</i>	Puerto Rico	host



Taxon		Strategie	Pflanzenfam.	Pflanze	Nachweis	Quelle
<b>Diaphania</b>	<i>glaucalis</i>	Blattroller	Apocynaceae	<i>Rauvolfia ligustrina</i> , <i>Stemmadenia obovata</i>	Costa Rica	janzen
<b>Diaphania</b>	<i>hyalinata</i>		Cucurbitaceae	<i>Citrullus lanatus</i> , <i>Cucumis melo</i> , <i>Cucurbita pepo</i>	Kuba, Puerto Rico	host
<b>Diaphania</b>	<i>indica</i>	Blattroller	Rosaceae	<i>Fragaria vesca</i>	Brasilien	host
			Cucurbitaceae	<i>Sicydium tamnifolium</i>	Costa Rica	janzen
			Bignoniaceae	<i>Anemopaegama chrysanthum</i>	Costa Rica	janzen
<b>Diaphania</b>	<i>limitalis</i>		Cucurbitaceae	<i>Cucurbita</i>	Brasilien	host
			Solanaceae	<i>Cestrum parqui</i>	Brasilien	host
			Verbenaceae	<i>Vitex</i>	Puerto Rico	host
<b>Diaphania</b>	<i>nitidalis</i>		Cucurbitaceae	<i>Cucumis</i> , <i>Citrullus</i>	Brasilien	host
<b>Diaphania</b>	<i>plumbidosalis</i>	Blattroller	Cucurbitaceae	<i>Sicydium tamnifolium</i>	Costa Rica	janzen
<b>Eulepte</b>	<i>concordalis</i>		Bignoniaceae	<i>Amphitena</i> , <i>Tabebuia</i>	Puerto Rico, Brasilien	host
			Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	Brasilien	host
<b>Glyphodes</b>	<i>rubrocinctalis</i>	Blattroller	Apocynaceae	<i>Forsteronia spicata</i>	Costa Rica	janzen
<b>Glyphodes</b>	<i>sibillalis</i>	Blattroller	Moraceae	<i>Trophis racemosa</i>	Costa Rica	janzen
<b>Gonocausta</b>	<i>zephyralis</i>	Blattroller	Sapindaceae	<i>Serjania schiedeana</i> , <i>Urvillea ulmacea</i>	Costa Rica	janzen
<b>Herpetogramma</b>	<i>bipunctalis</i>		Amaranthaceae	<i>Amaranthus</i>	Kuba	host
			Chenopodiaceae	<i>Beta vulgaris</i>	Trinidad & Tobago	host
			Fabales	<i>Glycine</i>	Cosmopolit	host
			Poaceae	<i>Zea mays</i>	Puerto Rico	host
		Fruchtbohrer	Solanaceae		Cosmopolit	zool
			Zingiberaceae	<i>Elettaria</i>	Cosmopolit	host
<b>Herpetogramma</b>	<i>decora</i>	Blattroller	Dilleniaceae	<i>Doliocarpus dentatus</i>	Costa Rica	janzen
<b>Herpetogramma</b>	<i>infuscalis</i>		Asteraceae	<i>Vernonia polyanthes</i>	Brasilien	host
			Solanaceae	<i>Nicotiana</i>	Brasilien	host

Taxon		Strategie	Pflanzenfam.	Pflanze	Nachweis	Quelle
<i>Herpetogramma</i>	<i>salbialis</i>	Blattroller	Asteraceae	<i>Verbesina gigantea</i>	Costa Rica	janzen
<i>Herpetogramma</i>	<i>semilineata</i>	Blattroller	Acanthaceae	<i>Dyschoriste valeriana</i>	Costa Rica	janzen
<i>Herpetogramma</i>	sp.	Blattroller	Solanaceae	<i>Physalis</i>	Costa Rica	janzen
<i>Hoterodes</i>	<i>ausonia</i>	Blattroller	Asclepiadaceae	<i>Macrosepsis trianae</i>	Costa Rica	janzen
<i>Hymenia</i>	<i>perspectalis</i>		Amaranthaceae	<i>Althernathera, Amaranthus</i>	neuweltlich	host
			Chenopodiaceae	<i>Beta vulgaris</i>	neuweltlich	host
<i>Lamprosema</i>	sp.	Blattroller	Vitaceae	<i>Vitis</i>		zool
<i>Leucochromodes</i>	<i>saltigalis</i>		Apocynaceae		Indien	host
			Asteraceae		Puerto Rico	host
			Fabales		Kuba	host
<i>Lineodes</i>	<i>contortalis</i>		Fabales	<i>Erythrina</i>	Kuba	host
<i>Lineodes</i>	<i>integra</i>	Blattroller	Solanaceae	<i>Solanum quitoense, Capsicum</i>	Costa Rica, Brasilien	janzen, host
<i>Lygropia</i>	<i>tripunctata</i>	Blattfresser, Blattroller	Convolvulaceae	<i>Operculina pteripes, Ipomoea nil, I. alba, Merremia umbellata</i>	Costa Rica, Puerto Rico	janzen, host
<i>Marasmia</i>	<i>venialialis</i>	Blattroller, Blattfresser	Poaceae		Australien	moa
<i>Maruca</i>	<i>vitrata</i>	Fruchtbohrer	Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i>	pantropisch	host, 7
			Fabales	<i>Arachis, Lupinus, Pisum, Vicia</i>		
			Malvaceae	<i>Hibiscus</i>		
			Poaceae	<i>Sorghum, Oryza</i>		
			Solanaceae	<i>Nicotiana</i>		
<i>Microthyris</i>	<i>alvinalis</i>	Blattroller	Fabales	<i>Platymiscium parviflorum</i>	Costa Rica	janzen
			Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis muricata</i>		
<i>Microthyris</i>	<i>anormalis</i>		Apocynaceae	<i>Tabernaemonta</i>	Brasilien	host
			Convolvulaceae	<i>Ipomoea batatas, Merremia umbellata</i>	Puerto Rico, Costa Rica	host, janzen
<i>Microthyris</i>	<i>prolongalis</i>		Convolvulaceae	<i>Merremia</i>	Costa Rica	janzen

Taxon		Strategie	Pflanzenfam.	Pflanze	Nachweis	Quelle
				<i>umbellata</i>		
<b>Mimorista</b>	<i>botydalis</i>	Blattroller	Rubiaceae	<i>Psychotria</i>	Costa Rica	janzen
				<i>horizontalis</i> , <i>P.</i>		
				<i>nervosa</i>		
<b>Mimorista</b>	sp.	Blattfresser	Cactaceae	<i>Rhipsalis</i>	Brasilien	host
<b>Neoleucinodes</b>	<i>elegantalis</i>	Fruchtbohrer	Solanaceae	<i>Solanum viarum</i>	neotropisch	8, host
<b>Nomophila</b>	<i>corticalis</i>	Blattfresser	Polygonaceae	<i>Polygonum</i>	Australien	moa
<b>Nomophila</b>	<i>noctuella</i>		Fabales	<i>Trifolium</i>	weltweit	dzm
<b>Omiodes</b>	<i>accepta</i>		Poaceae	<i>Saccharum</i>	Peru	host
<b>Omiodes</b>	<i>cuniculalis</i>		Fabales	<i>Ateleia</i>	Costa Rica	janzen
				<i>herbertsmithii</i>		
				<i>Dalbergia retusa</i>		
				<i>Piscidia</i>		
				<i>carthagenesis</i>		
				<i>Gliricidia sepium</i>		
<b>Omiodes</b>	<i>humeralis</i>		Fabales	<i>Inga vera</i>	Costa Rica	janzen
					Puerto Rico	host
<b>Omiodes</b>	<i>indicata</i>		Fabales	<i>Glycine</i> , <i>Vigna</i>	pantropisch	host
			Malvaceae	<i>Gossypium</i>		
			Poaceae	<i>Zea mays</i>		
<b>Omiodes</b>	<i>martini</i>		Fabales	<i>Platymiscium</i>	Costa Rica	janzen
				<i>parviflorum</i>		
<b>Omiodes</b>	<i>stigmatialis</i>		Moraceae	<i>Ficus ovalis</i>	Costa Rica	janzen
<b>Ostrinia</b>	<i>furnacalis</i>	Minierer	Polygonaceae	<i>Rheum</i>	Australien	moa
				<i>rhaponicum</i>		
<b>Ostrinia</b>	<i>nubilalis</i>		Poaceae	<i>Zea mays</i>	weltweit	host
			Fabales,			
			Polygonaceae,			
			Rosaceae,			
			Solanaceae			
<b>Palpita</b>	<i>flegia</i>	Blattroller	Apocynaceae	<i>Thevetia ovata</i> ,	Costa Rica	janzen
				<i>T. peruviana</i>		
<b>Palpita</b>	<i>jairusalis</i>	Blattroller	Apocynaceae	<i>Stemmadenia</i>	Costa Rica	janzen
				<i>obovata</i>		
<b>Palpita</b>	<i>venatalis</i>	Blütenfresser	Apocynaceae	<i>Stemmadenia</i>	Costa Rica	janzen
				<i>obovata</i>		
<b>Palpita</b>	sp.	Blattfresser	Apocynaceae	<i>Aspidosperma</i>	Brasilien	9
<b>Pantographa</b>	<i>expansalis</i>		Urticaceae	<i>Urera elata</i> , <i>U.</i>	Costa Rica	janzen
				<i>eggersii</i> ,		
				<i>Myriocarpa</i>		
				<i>longipes</i>		

<b>Taxon</b>		<b>Strategie</b>	<b>Pflanzenfam.</b>	<b>Pflanze</b>	<b>Nachweis</b>	<b>Quelle</b>
<i>Pantographa</i>	<i>limata</i>		Bombacaceae	<i>Ochroma pyramidale</i>	Puerto Rico	host
<i>Pantographa</i>	<i>suffusalis</i>		Malvaceae	<i>Hampea appendiculata</i>	Costa Rica	janzen
<i>Pantographa</i>	<i>sp.</i>	Blattroller	Sterculiaceae		Costa Rica	janzen
<i>Phostria</i>	<i>cuniculalis</i>		Fabales	<i>Pterocarpus</i>	Brasilien	host
			Ochnaceae	<i>Ouratea</i>	Brasilien	host
			Rutaceae	<i>Citrus</i>	Brasilien	host
<i>Pilocrocis</i>	<i>ramentalis</i>		Acanthaceae	<i>Odontonema tubiforme</i>	USA	host
			Urticaceae	<i>Boehmeria</i>	USA	host
<i>Pilocrocis</i>	<i>sp.</i>	Fruchtbohrer	Solanaceae			zool
<i>Pleuroptya</i>	<i>silicalis</i>		Araliaceae	<i>Schefflera</i>	Puerto Rico	host
			Cecropiaceae		Puerto Rico	host
			Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea</i>	Kuba	host
			Urticaceae	<i>Boehmeria, Urtica</i>	Kuba, neotropisch	host
<i>Polygrammodes</i>	<i>elevata</i>		Convolvulaceae	<i>Ipomoea batatas</i>	neotropisch	host
<i>Polygrammodes</i>	<i>junctilinealis</i>		Bignoniaceae	<i>Markhamia</i>	Afrika	host
<i>Polygrammodes</i>	<i>ponderalis</i>		Asteraceae	<i>Cynara, Vernonia</i>	Brasilien	host
<i>Psara</i>	<i>basalis</i>		Amaranthaceae	<i>Amaranthus</i>	paläo-tropisch	host
			Fabales	<i>Mimosa</i>		
			Sapindaceae	<i>Nephelium</i>		
<i>Pyrausta</i>	<i>incoloralis</i>		Asclepiadaceae	<i>Asclepias curassavica</i>	Puerto Rico	host
<i>Pyrausta</i>	<i>perelegans</i>		Passifloraceae	<i>Passiflora mollissima</i>	Kolumbien	host
<i>Pyrausta</i>	<i>phoenicealis</i>		Lamiaceae	<i>Hyptis capitata</i>	Puerto Rico	host
			Nyctaginaceae	<i>Pisonia aculeata</i>	Kuba	
<i>Pyrausta</i>	<i>votensis</i>		Lamiaceae	<i>Leonotis neptifolia</i>	Puerto Rico	host
<i>Sambia</i>	<i>cassidalis</i>		Poaceae	<i>Lasiacis slonei</i>	Kuba	host
<i>Sambia</i>	<i>haemorrhoidalis</i>		Verbenaceae	<i>Lantana montevidensis</i>	Brasilien	host
<i>Samea</i>	<i>multiplicalis</i>	Blattfresser	Araceae	<i>Pistia stratiotes</i>	pantropisch	10, host
			Azollaceae	<i>Azolla</i>		
			Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i>		
			Salviniaceae	<i>Salvinia</i>		

Taxon		Strategie	Pflanzenfam.	Pflanze	Nachweis	Quelle
<i>Sparagmia</i>	<i>gonoptera</i>		Araliaceae	<i>Scheffleria morototoni</i>	Puerto Rico	host
<i>Spoladea</i>	<i>recurvalis</i>		Amaranthaceae	<i>Amaranthus</i>	pantropisch	host
			Chenopodiaceae	<i>Beta vulgaris</i>		
			Cucurbitaceae	<i>Cucurbita moschata</i>		
			Poaceae	<i>Zea mays</i>		
<i>Syllepis</i>	<i>marialis</i>		Sapindaceae	<i>Thouinia portoricensis</i>	Puerto Rico	host
<i>Syllepte</i>	sp.	Fruchtbohrer	Solanaceae			zool
<i>Synclera</i>	<i>traducalis</i>		Rhamnaceae	<i>Gouania polygama, Ziziphus</i>	Kuba, paläo-tropisch	host
<i>Terastia</i>	sp.	Stammborher	Fabales	<i>Erythrina</i>		zool
<i>Triuncidia</i>	<i>eupalusalis</i>		Asteraceae	<i>Eupatorium villosum</i>	Kuba	host
<i>Udea</i>	<i>rubigalis</i>		Scrophulariaceae	<i>Antirrhinum</i>	neuweltlich	host
			Chenopodiaceae	<i>Beta vulgaris</i>		
<i>Udea</i>	<i>secernalis</i>		Verbenaceae	<i>Petitia domingensis</i>	Puerto Rico	host
<b>Pyralidae</b>						
<b>Pyralinae</b>						
<i>Dolichomia</i>	<i>thymetusalis</i>		Pinaceae	<i>Pinus, Picea</i>	nearktisch	host
<i>Herculia</i>	<i>nigrivitta</i>	trockenes Material	Arecaceae		Malaysia	fmal
<i>Hypsopygia</i>	<i>costalis</i>	trockenes Material	Poaceae		nearktisch	dzm
	sp.		an Wespenestern		Australien	moa
<i>Pyralis</i>	<i>farinalis</i>	trockenes Material	Poaceae		Australien	moa
<b>Chrysauginae</b>						
<i>Caphys</i>	<i>bilineata</i>		Araucariaceae		Brasilien	host
			Arecaceae	<i>Elaeis guineensis</i>	Guyana	host
			Myrtaceae	<i>Marlierea edulis</i>	Brasilien	host
			Meliaceae	<i>Carapa guanensis</i>	Trinidad & Tobago	host
<b>Galleriinae</b>						
<i>Achroia</i>	<i>grisella</i>	parasitisch	Nester von Hymenopteren		holarktisch	dzm

Taxon		Strategie	Pflanzenfam.	Pflanze	Nachweis	Quelle
<i>Corcyra</i>	sp.	trockenes Material	Poaceae	<i>Oryza</i>	weltweit	zool
<i>Galleria</i>	sp.	parasitisch	Nester von Hymenopteren		weltweit	zool
<b>Epipaschiinae</b>						
allgemein		Blattminierer	Meliaceae	<i>Swietenia mahagoni</i>	tropisch, temperat	zool
			Lauraceae	<i>Persea</i>	ohne Europa	
			Poaceae	<i>Zea mays</i>		
		Blattfresser	Clusiaceae	<i>Kielmayera</i>	Brasilien	9
<b>Phycitinae</b>						
<i>Cactoblastis</i>	<i>bucyrus</i>		Cactaceae	<i>Denmoza,</i> <i>Echinopsis,</i> <i>Opuntia</i>	Argentinien	host
<i>Cactoblastis</i>	<i>mundelli</i>		Cactaceae	<i>Opuntia</i>	Peru	host
<i>Cadra</i>	<i>cautella</i>	trockenes Material	Arecaceae	<i>Astrocaryum tucumoides</i>	Brasilien, weltweit	host
			Fabales	<i>Glycine, Arachis</i>		
			Pedaliaceae	<i>Sesamum indicum</i>		
			Rutaceae	<i>Citrus</i>		
			Sterculiaceae	<i>Theobroma</i>		
<i>Cryptoblabes</i>	<i>gnidiella</i>		Poaceae	<i>Zea mays</i>	weltweit	host
			Rutaceae	<i>Citrus</i>		
			Rosaceae	<i>Malus pumila</i>		
			Vitaceae	<i>Vitis</i>		
<i>Dioryctria</i>	sp.		Pinaceae	<i>Abies, Picea,</i> <i>Pinus</i>	weltweit	host
<i>Ectomyelois</i>	<i>ceratoniae</i>		Apocynaceae	<i>Carissa</i>	weltweit	host
			Arecaceae	<i>Livistonia chinensis</i>		
			Fabales	<i>Ceratonia siliqua, Robinia,</i> <i>Tamarindus</i>		
			Moraceae	<i>Ficus carica</i>		
<i>Ectomyelois</i>	<i>decolor</i>		Annonaceae	<i>Annona</i>	neotropics	11
<i>Etiella</i>	<i>zinckenella</i>	trockenes Material	Fabales	<i>Pisum,</i> <i>Crotalaria,</i> <i>Tephrosia, Vicia</i>	Puerto Rico	host
<i>Hypsipyla</i>	<i>ferrealis</i>		Melicaceae	<i>Swietenia,</i> <i>Cedrela, Toona</i>	Brasilien	host

<b>Taxon</b>		<b>Strategie</b>	<b>Pflanzenfam.</b>	<b>Pflanze</b>	<b>Nachweis</b>	<b>Quelle</b>
<i>Hypsipyla</i>	<i>grandella</i>		Araliaceae	<i>Khaya</i> , <i>Schefflera</i> <i>mototoni</i>	Brasilien	host
			Melicaceae	<i>Swietenia</i> , <i>Cedrela</i> , <i>Toona</i>		
<i>Plodia</i>	<i>interpunctella</i>	trockenes Material	Brassicaceae	<i>Brassica nigra</i>	weltweit	host
			Fabales	<i>Glycine</i>		
			Juglandaceae	<i>Juglans regia</i>		
			Malvaceae	<i>Gossypium</i>		
			Poaceae	<i>Avena</i> , <i>Oryza</i> , <i>Pisum</i> , <i>Triticum</i> , <i>Zea mays</i>		
			Solanaceae	<i>Capsicum</i> , <i>Solanum</i>		

**Tabelle 33** Futterpflanzentabelle der neotropischen Arctiidae, sortiert nach Familien, Unterfamilien, Triben und Gattungen, für die ein neotropischer Hinweis gefunden wurde. Reihenfolge der Unterfamilien bzw. Triben nach Watson & Goodger (1986), Reihenfolge der Gattungen innerhalb der Unterfamilien bzw. Triben alphabetisch. Gab es keinen expliziten Nachweis aus der neotropischen Region, wurden bei Gattungen mit weiter Verbreitung bzw. für die Unterfamilien auch Informationen aus anderen Regionen mit aufgenommen. Gattungen mit schwarzem Balken vor dem Gattungsnamen wurden auch im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Bei einem Futterpflanzennachweis für eine Art aus dem Untersuchungsgebiet wurden zusätzlich Gattungs- und Artnamen fett gedruckt. Quellen: **zool** (Kristensen & Skalski 1999), **host** (Robinson *et al.* 2001), **moa** (Common 1990), **janzen** (Janzen & Hallwachs 2001), **ena** (Covell 1984), **1** (Diniz *et al.* 1999)

<b>Taxon</b>		<b>Pflanzenfam.</b>	<b>Pflanze</b>	<b>Nachweis</b>	<b>Quelle</b>
<b>Arctiidae</b>					
<b>Lithosiinae</b>					
im allgemeinen		Flechten, Hepaticae, Algen, Bryophyta			zool
<i>Areva</i>	<i>subfulgens</i>	Piperaceae	<i>Peperomia sandersii</i>	Brasilien	host
<i>Cisthene</i>	<i>menea</i>	Flechten, Algen		Costa Rica	janzen
<i>Cisthene</i>	sp.	Flechten		USA	ena
<i>Clemensia</i>	<i>albata</i>	Flechten		USA	ena
<b>Arctiinae</b>					
<b>Arctiini</b>					
<i>Hypercompe</i>	<i>abdominalis</i>	Brassicaceae	<i>Brassica oleracea</i>	Brasilien	host
		Scrophulariaceae	<i>Veronica arvensis</i>		
<i>Hypercompe</i>	<i>albescens</i>	Musaceae	<i>Musa paradisiaca</i>	neotropisch	host
<i>Hypercompe</i>	<i>albicornis</i>	Asteraceae	<i>Helianthus annuus</i>	Kuba	host
		Cucurbitaceae	<i>Luffa cylindrica</i>		

Taxon		Pflanzenfam.	Pflanze	Nachweis	Quelle
Hypercompe	campinasa	Fabales	<i>Phaseolus lunatus</i>		
		Malvaceae	<i>Gossypium herbaceum</i>	Brasilien	host
Hypercompe	cermellii	Malvaceae	<i>Gossypium</i>	Venezuela	host
Hypercompe	cunigunda	Plantaginaceae	<i>Plantago major</i>		
		Solanaceae	<i>Solanum</i>		
		Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffinia</i>	Brasilien	host
		Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i>	neotropisch	host
		Fabales	<i>Erythrina</i>		
		Musaceae	<i>Musa paradisiaca</i>		
		Orchidaceae	<i>Vanilla</i>		
		Poaceae	<i>Panicum</i>		
		Rutaceae	<i>Citrus sinensis</i>		
		Vitaceae	<i>Cissus</i>		
Hypercompe	hambletoni	Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i>	Brasilien	host
		Euphorbiaceae	<i>Manihot esculenta</i> , <i>Ricinus</i>		
		Malvaceae	<i>Gossypium</i> , <i>Hibiscus</i>		
		Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i>		
Hypercompe	icasia	Asteraceae	<i>Erechtites hieracifolia</i>	Puerto Rico	host
		Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i>	Puerto Rico	host
		Musaceae	<i>Musa paradisiaca</i>	neotropisch	host
		Orchidaceae	<i>Vanilla</i>	neotropisch	host
		Rutaceae	<i>Citrus</i>	neotropisch	host
		Solanaceae	<i>Lycopersicon</i> <i>esculentum</i> , <i>Solanum</i> <i>torvum</i>	Puerto Rico	host
		Apiaceae	<i>Apium graeolens</i>	Puerto Rico	host
Hypercompe	indecisa	Amaryllidaceae	<i>Hippeastrum vittatum</i>	Brasilien	host
		Asteraceae	<i>Leucanthemum</i> <i>maximum</i>		
		Chenopodiaceae	<i>Beta vulgaris</i>		
		Brassicaceae	<i>Brassica oleracea</i>		
		Cucurbitaceae	<i>Cucurbita pepo</i>		
		Ebenaceae	<i>Diospyros kaki</i>		
		Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i>		
		Fabales	<i>Pisum sativum</i>		
		Lauraceae	<i>Persea americana</i>		
		Rosaceae	<i>Prunus persica</i>		
		Rutaceae	<i>Citrus medica</i>		
		Solanaceae	<i>Datura</i>		
Hyperthaema	orbicularis	Styracaceae	<i>Styrax argentus</i>	Costa Rica	janzen



Taxon		Pflanzenfam.	Pflanze	Nachweis	Quelle
<i>Paracles</i>	sp.	Apocynaceae	<i>Aspidosperma tomentosum</i>	Brasilien	1
<b>Pericopini</b>					
<i>Dysschema</i>	<i>boisduvalii</i>	Asteraceae	<i>Vernonia polyanthes</i>	Brasilien	host
<i>Dysschema</i>	<i>hypoxantha</i>	Asteraceae	<i>Eupatorium, Vernonia polyanthes</i>	Brasilien	host
<i>Dysschema</i>	<i>picta</i>	Asteraceae	<i>Mikania banisteriae</i> <i>Senecio brasiliensis, S. polyanthes</i>	Brasilien	host
<i>Dysschema</i>	<i>sacrifica</i>	Amaranthaceae Asteraceae	<i>Amaranthus</i> <i>Austroeupatorium inulaefolium</i> <i>Senecio brasiliensis</i> <i>Vernonia polyanthes</i>	Brasilien	host
<i>Dysschema</i>	<i>tricolora</i>	Myrtaceae Asteraceae	<i>Eucalyptus grandis</i> <i>Mikania micrantha</i>	Trinidad & Tobago	host
<i>Hyalurga</i>	<i>vinosa</i>	Boraginaceae	<i>Vernonia polyanthes</i> <i>Heliotropium angiosperma, H. arborescens, H. indicum</i>	Brasilien Puerto Rico, Kuba	host
<i>Hyalurga</i>	<i>vinosa</i>	Boraginaceae	<i>Tournefortia hirsutissima</i>	Puerto Rico, Kuba	host
<b>Phaegopterini</b>					
<i>Amoxia</i>	<i>apyga</i>	Sapotaceae	<i>Pouteria reticulata</i>	Costa Rica	janzen
<i>Ammalo</i>	<i>helops</i>	Moraceae	<i>Ficus goldmanii, F. cotinifolia, F. inspida, F. hondurensis, F. microcarpa, F. carica, F. prinoides, F. gamelleira</i>	Costa Rica, Peru, Kuba, Brasilien	janzen, host
<i>Bertholdia</i>	„janzenl“	Anacardiaceae Annonaceae Boraginaceae Chrysobalanaceae Fabales Meliaceae Rubiaceae	<i>Spondias purpurea</i> <i>Annona purpurea</i> <i>Cordia alliodora</i> <i>Hirtella racemosa</i> <i>Lonchocarpus costaricensis</i> <i>Guarea glabra</i> <i>Guettarda macrosperma</i>	Costa Rica	janzen
<i>Bertholdia</i>	<i>steinbachii</i>	Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>	Brasilien	host

Taxon		Pflanzenfam.	Pflanze	Nachweis	Quelle
<i>Carathis</i>	<i>byblis</i>	Lauraceae	<i>Ocotea veraguensis</i>	Costa Rica	janzen
<i>Euchaetes</i>	sp.	Euphorbiaceae, Apocynaceae			zool
<i>Halysidota</i>	<i>catenulata</i>	Asteraceae	<i>Parthenium hysterophorus</i>	Mexico	host
<i>Halysidota</i>	<i>cinctipes</i>	Polygonaceae	<i>Coccoloba</i>	Puerto Rico	host
		Malvaceae	<i>Hibiscus elatus</i>	Kuba	host
		Ulmaceae	<i>Trema micranthum</i>	nearktisch	host
<i>Halysidota</i>	<i>donahuei</i>	Cecropiaceae	<i>Cecropia peltata</i>	Costa Rica	janzen
		Euphorbiaceae	<i>Bernardia nicaraguensis</i>		
<i>Halysidota</i>	<i>interlineata</i>	Moraceae	<i>Morus alba</i>	Brasilien	host
		Myrtaceae	<i>Eucalyptus</i>		
<i>Halysidota</i>	<i>maroniensis</i>	Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i>	Costa Rica	janzen
		Rubiaceae	<i>Calycophyllum candidissimum</i>		
<i>Halysidota</i>	<i>orientalis</i>	Boraginaceae	<i>Cordia panamensis</i>	Costa Rica	janzen
		Ulmaceae	<i>Trema micrantha</i>		
		Moraceae	<i>Brosimum alicastrum, Trophis racemosa</i>		
<i>Halysidota</i>	<i>schausi</i>	Malvaceae	<i>Gossypium</i>	neotropisch	host
<i>Halysidota</i>	<i>tessellaris</i>	Ulmaceae	<i>Trema micranthum</i>	Costa Rica	janzen
<i>Halysidota</i>	sp.	Dilleniaceae	<i>Tetracera volubilis</i>	Costa Rica	janzen
<i>Hemihyalea</i>	<i>edwardsii</i>	Fagaceae	<i>Quercus</i>	nearktisch	host
<i>Idalus</i>	<i>carinosa</i>	Sapotaceae	<i>Pouteria ramiflora</i>	Brasilien	1
<i>Ischnocampa</i>	<i>lugubris</i>	Moraceae	<i>Ficus carica</i>	Brasilien	host
<i>Ischnocampa</i>	<i>tristis</i>	Urticaceae	<i>Myriocarpa longipes, Urera elata</i>	Costa Rica	janzen
<i>Leucanopsis</i>	<i>lineata</i>	Myrtaceae	<i>Eucalyptus</i>	Brasilien	host
<i>Leucanopsis</i>	<i>longa</i>	Poaceae	<i>Spartina</i>	USA	host
<i>Lophocampa</i>	<i>annulosa</i>	Asteraceae	<i>Chromolaena odorata</i>	Kolumbien	host
<i>Lophocampa</i>	<i>atomosa</i>	Arecaceae	<i>Sabal</i>	Kuba	host
		Malvaceae	<i>Hibiscus elatus</i>		
<i>Lophocampa</i>	<i>catenulata</i>	Asteraceae	<i>Parthenium hysterophorus, P. hysterophorus</i>	Mexico, Brasilien	host
		Fagaceae	<i>Quercus robur</i>		
		Solanaceae	<i>Cestrum nocturnum</i>		
<i>Lophocampa</i>	<i>citrina</i>	Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i>	Brasilien	host
		Fabales	<i>Cassia grandis</i>		
		Malvaceae	<i>Gossypium herbaceum</i>		

Taxon		Pflanzenfam.	Pflanze	Nachweis	Quelle	
Lophocampa	sobrina	Rubiaceae	Coffea			
		Urticaceae	Boehmeria caudata			
	texta	Sterculiaceae		Brasilien	host	
		Fabales, Solanaceae		Brasilien	host	
	sp.	Bombacaceae	Bombacopsis quinatum	Costa Rica	janzen	
		Cochlospermaceae	Cochlospermum vitifolium	Costa Rica	janzen	
		Fabales	Gliricidia sepium, Inga vera, I. punctata, Lysiloma divaricatum			
		Fagaceae	Quercus oleoides			
		Myrtaceae	Psidium guineense			
		Rubiaceae	Calycophyllum candidissimum			
Neritos	coetes	Sterculiaceae	Guazuma ulmifolia			
		Sapotaceae	Manilkara chicle	Costa Rica	janzen	
	procroides	Urticaceae	Urtica urens	Brasilien	host	
		Fabales	Inga vera	Costa Rica	janzen	
	temperata	Lauraceae	Licaria, Nectandra salicina, N. salicifolia, Ocotea			
		Myrtaceae		Costa Rica	janzen	
		Sapotaceae	Pouteria reticulata	Costa Rica	janzen	
		arontes	Fabales	Inga	Brasilien	host
			Sterculiaceae	Theobroma cacao	neotropisch	host
Pelochyta	cinerea	Meliaceae	Cedrela fissilis	Brasilien	host	
		Solanaceae	Cestrum nocturnum	Brasilien	host	
	pallida	Urticaceae	Vernonia patens	Costa Rica	janzen	
		Anacardiaceae	Astronium graveolens	Costa Rica	janzen	
	suffusa	Clethraceae	Clethra mexicana	Costa Rica	Mexico	
		Sapotaceae	Chrysophyllum hirsutum	Costa Rica	janzen	
	Phaegoptera	astur				
		ipsea				
tessellata						
Ctenuchini		heber	Apocynaceae	Forestonia spicata	Costa Rica	janzen
			Cecropiaceae	Cecropia peltata	Puerto Rico,	host
		auge	Convolvulaceae	Ipomoea	Brasilien	
			Cucurbitaceae	Lagenaria siceraria		
	cruenta	Apocynaceae	Aspidosperma macrocarpon	Brasilien	1, host	
	seraphina	Ochnaceae	Ouratea hexasperma	Brasilien	host	

Taxon		Pflanzenfam.	Pflanze	Nachweis	Quelle
<i>Cosmosoma</i>	<i>teuthras</i>	Sapindaceae	<i>Serjana atrolineata</i> , <i>S. schiedeana</i> , <i>Cardiospermum halicacabum</i>	Costa Rica	janzen
<i>Correbia</i>	<i>lycoides</i>	Moraceae	<i>Ficus</i>	Kuba	host
<i>Correbia</i>	<i>undulata</i>	Fabales	<i>Lonchocarpus costaricensis</i>	Costa Rica	janzen
		Cecropiaceae	<i>Cecropia peltata</i>		
<i>Correbidia</i>	<i>terminalis</i>	Cecropiaceae	<i>Cecropia peltata</i>		host
<i>Delphyre</i>	<i>rufiventris</i>	Moraceae	<i>Ficus carica</i>	Brasilien	host
<i>Episcepsis</i>	<i>lenaeus</i>	Malpighiaceae	<i>Stigmaphyllon ellipticum</i>	Costa Rica,	janzen,
		Moraceae	<i>Ficus microcarpa</i>	Kuba	host
		Polygonaceae	<i>Coccoloba uvifera</i>		
<i>Episcepsis</i>	<i>thetis</i>	Polygonaceae	<i>Coccoloba uvifera</i>	Kuba	host
<i>Eucereon</i>	<i>aeolum</i>	Fabales	<i>Erythrina orientalis</i> , <i>E. subumbrans</i> , <i>Inga</i>	Brasilien	host
<i>Eucereon</i>	<i>atrigutta</i>	Apocynaceae	<i>Forsteronia spicata</i>	Costa Rica	janzen
<b><i>Eucereon</i></b>	<b><i>confine</i></b>	Asclepiadaceae	<i>Sarcostemma acidum</i>	nearktisch	host
<i>Eucereon</i>	<i>erytholepis</i>	Moraceae	<i>Ficus goldmanii</i> , <i>F. hondurensis</i>	Costa Rica	janzen
<i>Eucereon</i>	<i>gris peludo</i>	Moraceae	<i>Ficus goldmanii</i>	Costa Rica	janzen
<i>Eucereon</i>	<i>relegata</i>	Asclepiadaceae	<i>Blepharodon mucronatum</i>	Costa Rica	janzen
<i>Eucereon</i>	<i>sylvius</i>	Moraceae	<i>Ficus</i>	Brasilien	host
		Oleaceae	<i>Olea europaea</i>		
		Solanaceae	<i>Brunfelsia grandiflora</i>		
<i>Eucereon</i>	sp.	Annonaceae	<i>Sapranthus palanga</i>	Costa Rica	janzen
<i>Gymnelia</i>	<i>jansonis</i>	Asteraceae	<i>Verbesina gigantea</i>	Costa Rica	janzen
		Polypodiaceae	<i>Lygodium venustum</i>		
		Rubiaceae	<i>Calceophyllum candidissimum</i>		
<i>Gymnelia</i>	<i>latimarginata</i>	Asteraceae	<i>Mikania micrantha</i>	Kolumbien	host
<i>Hyaleucerea</i>	<i>erythrotela</i>	Apocynaceae	<i>Forsteronia spicata</i>	Costa Rica	janzen
<i>Isanthrene</i>	<i>ustrina</i>	Lauraceae	<i>Nectandra reticulata</i>	Brasilien	host
<i>Poliopastea</i>	<i>auripes</i>	Apocynaceae	<i>Prestonia allenii</i> , <i>P. acutifolia</i> , <i>Mesechites trifida</i> , <i>Forsteronia spicata</i>	Costa Rica	janzen
<i>Poliopastea</i>	<i>indistincta</i>	Apocynaceae	<i>Prestonia coalita</i>	Brasilien	host

## DANKSAGUNG

Mein erster Dank gilt Prof. Dr. Konrad Fiedler für die ausgezeichnete Betreuung, die anregenden Ideen, die vielfältige Unterstützung und dafür, dass er mir die Möglichkeit gegeben hat das Thema bearbeiten zu können.

Dr. Christoph L. Häuser sei für die Unterstützung seitens des Staatlichen Museums für Naturkunde (Stuttgart) gedankt und für die Bestimmung vieler Falter der Familie Arctiidae.

Prof. Dr. Giovanni Onore (Pontificia Universidad Católica del Ecuador) has always been a reliable help to obtain the research permit which was given by the Ministerio del Medio Ambiente del Ecuador.

Die Durchführung dieses Projektes erfolgte mit finanzieller Unterstützung der Deutschen Forschungsgemeinschaft (Fi 547/5-1, 5-3, FOR 402/1-1). Nature and Culture International möchte ich für die Möglichkeit danken im Reserva Biológica San Francisco forschen zu dürfen.

Für seinen Einsatz bei den Lichtfängen möchte ich meinem Kollegen Dr. Gunnar Brehm danken.

Von großer Hilfe waren Dr. Wolfgang Speidel (Museum König Bonn), der die Unterfamilie der Nymphulinae überprüfte und Dr. Matthias Nuß (Staatliches Museum für Tierkunde Dresden), der die Unterfamilie der Scopariinae ordnete und die Sortierung der restlichen Sammlung überprüft hat. Eine weitere Kooperation kam mit Dr. Bernard Landry (Muséum d'Histoire Naturelle, Genf, Schweiz) zustande, der das gesammelte Material der Gattung *Micrelephas* in einer Gattungsrevision mit nutzen konnte (Landry accepted). Vielen Dank an Nadine Hilt, die einen Teil der Falter der Familie Arctiidae am Staatlichen Museum für Naturkunde (Stuttgart) präparierte, bestimmte, fotografierte und bei der Dateneingabe sogar Überstunden machte und besonders in diesem Zusammenhang auch danke für die Unterstützung von Daniel Bartsch. Dr. Wolfram Mey und Dr. Andreas Segerer ermöglichten das Arbeiten am Museum für Naturkunde (Berlin) bzw. an der Zoologischen Staatssammlung München.

Ein besonderen Dank für die sehr gute Kooperation, die hilfreichen Kommentare und ihre unveröffentlichten Daten möchte ich an Steffen Matezki (Lehrstuhl für Pflanzensystematik, Universität Bayreuth), Jürgen Homeier (Abteilung Ökologie, Universität Bielefeld), Paul Emck (Institut für Geographie, Universität Erlangen-

Nürnberg), Daniel Piechowski (Systematische Botanik & Planzengeographie, Freie Universität Berlin), Jan Axmacher (Lehrstuhl für Biogeographie, Universität Bayreuth) und Nicole Nöske (Abteilung Systematische Botanik, Universität Göttingen) aussprechen. Und niemals vergessen werde ich die schöne Zeit auf der Station und die vielen guten und hilfsbereiten Freunde, die ich dort kennen lernen durfte. Danke an alle, ich werde die Zeit nie vergessen – El Rey, Muchachos!

Für die Hilfe bei der Präparation der Falter, der Dateneingabe und beim Fotografieren des Materials möchte ich mich bei Eva Mühlenberg, Rita Schneider, Doreen Fetting, Annick Servant und bei Frank Ruge zusätzlich noch für die Übersetzung der spanischen Zusammenfassung ganz herzlich bedanken. Adrienne Hogg übersetzte die englische Version. Es hat Spaß gemacht, mit Euch zu arbeiten!

Der Arbeitsgruppe namentlich Claudia Ruf, Holger Daniels, Nico Blüthgen, Christian Schulze, Helge Knüttel und Klaus Fischer danke ich für die gute Zusammenarbeit und die Hilfen in den vielen Dingen, die das tägliche Universitätsleben so bescheren.

Muchas gracias para su amistad, su ayuda y la muy rica comida quiero decidir a la Señora Flor Maria Feijoó Pinera y tambien a Roberth, Rocio, Angel, Yefe y Karina.

Meinen Mitbewohnern Lutz Dawils und Armin Losert möchte ich besonders für die Betreuung meines Zimmers (alle Pflanzen waren gesund nach drei Monaten Ecuador) und der obligatorischen Flasche „echtes Bier“ am Flughafen danken.

Danke den fleißigen Korrekturlesern Steffen Blank, Kerstin Kampermann, Anja Seubert, Luis Scheuermann und Rainer Goller.

Vielen Dank meinen Eltern, die mich immer unterstützt haben und mir stets ein großer Rückhalt sind.

## **ERKLÄRUNG**

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst habe und keine anderen als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe.

Ferner erkläre ich, dass ich nicht anderweitig mit oder ohne Erfolg versucht habe, eine Dissertation einzureichen oder mich der Doktorprüfung zu unterziehen.

Bayreuth, Januar 2002

Dirk Süßenbach